SERIE A, No 3006
No D'ORDRE
3878

THÈSES

présentées

À LA FACULTÉ DES SCIENCES DE L'UNIVERSITÉ DE PARIS

POUR OBTENIR

LE GRADE DE DOCTEUR ES SCIENCES NATURELLES

PAR

HERMAN KLEEREKOPER, M. A., Ph. D.

1ere Thèse - Une étude limnologique de la chimie des sédiments de fond des lacs de l'Ontario mèridional, Canada

2e Thèse - Propositions données par la Faculté

Soustenues le 3 mai 1957 devant la Commission d'Examen

MM. Prenant	Président
Teissier Bourcart	Examinateurs

FACULTÉ DES SCIENCES DE L'UNIVERSITÉ DE PARIS
- PROFESSEURS -
Doyen ..... J. PERES

G. JULIA	T Anal. sup. & Algèbre sup.
E. DARMOIS	T Enseignement de Physique
FOCH	T Méc. phys. et Expérimentale
PAUTHENIER	T Electrotechnique générale
DE BROGLIE	T Théories physiques
JOB	T Chimie générale
PRENANT	T Anatomie & Histol. comparées
GARNIER	T Géométrie supérieure
PERES	T Mécanique des fluides & appl.
LAUGIER	T Physiologie générale
M. CURIE	T Physique (P. C. B.)
BARRABE	T Géol. struct. & Géol. appliquée
G. DARMOIS	T Calc. des prob. & Phys. Math.
J. BOURCART	T Géogr. Phys. & Géol. dynam.
PLANTEFOL	T Botanique
GRASSE	T Evol. des êtres organisés
PREVOST	T Chimie organique
BOULIGAND	T Appl. de l'analyse à la Géom.
CHAUDRON	T Chimie appliquée
WYART	T Minéralogie
TEISSIER	T Zoologie
MANGENOT	T Biologie Végétale
P. AUGER	T Physique quantique & Relat.
MONNIER	T Physiologie des fonctions
PIVETEAU	T Géologie
ROCARD	T Physique (E. N. S.)
H. CARTAN	T Mathématiques (E. N. S.)
LAFFITTE	T Chimie générale
FAVARD	T Mécanique générale
COULOMB	T Physique du Globe
Mlle COUSIN	T Biologie animale (P. C. B.)
CHRETIEN	T Chimie minérale
P. DRACH	T Zoologie
KASTLER	T Physique
EPHRUSSI	T Génétique
WURMSER	T Biol. Physico-chimique
RIVIERE	T Géologie (S. P. C. N.)
GAUTHERET	T Biologie végétale (P. C. B.)
LUCAS	T Recherches physiques
A. THOMAS	T Biologie cellulaire
ARNULF	T Optique appliquée
M. MORAND	T Physique
SOLEILLET	T Physique
FORTIER	T Méc. expér. des fluides
DANJON	T Astronomie
FROMAGEOT	T Chimie biologique
LAPORTE	T Phys. génér. et radioactivité
JANET	T Méc. anal. & Méc. céleste
PETIT	T Biologie maritime
QUENEY	T Météor. & dyn. atmosphér.
GALLIEN	T Embryologie
EICHHORN	T Biologie Végétale (P. C. B.)
DE CUGNAC	Biologie Végétale (P. C. B.)
Mlle CAUCHOIS	T Chimie physique
THELLIER	T Physique du Globe
AUDUBERT	T Electrochimie
L'HERITIER	T Génétique
GRIVET	T Radioélectricité
PONCIN	T Mécanique des fluides
THIRY	T Mécanique appliquée
DUBREIL	T Arith. & théor. des nombres
QUELET	T Chimie organique
CAGNIARD	T Géophysique appliquée
CHAMPETIER	T Chimie macromoléculaire
CUVILLIER	T Géol. struct. & Géol. Appl.
JUNG	T Pétrographie
TRILLAT	T Microscopie et diffraction électronique
WIEMANN	T Chimie organ. structurale
JACQUINOT	T Spectrosc. et Phys. Céleste
VASSY	Physique de l'atmospère
DESTOUCHES	Théories physiques
M. PRUVOST	T Géologie
AMIEL	T Chimie (P. C. B.)
HOCART	T Minéralogie
J. P. MATHIEU	T Physique (P. C. B.)
COUTEAUX	T Biologie animale (P. C. B.)
MAY	Biologie animale (P. C. B.)
CHOQUET	T Calc. diff. & Intégral
FELDMANN	Biologie (P. C. B.)
GUINIER	T Physique (P. C. B.)
JOST	T Biologie (P. C. B.)
FORTET	T Calc. des probabilités
SCHWARTZ	T Méth. Mathém. de la Phys.
CHOUARD	T Physiologie végétale
MALAVARD	T Aviation
BRELOT	T Calcul différentiel
NORMANT	T Chimie (P. C. B.)
BENARD	T Chimie (P. C. B.)
BUVAT	T Botanique (E. N. S.)
DUGUE	T Statistiques mathématiques
GELOSO	Chimie (S. P. C. N.)
SOULAIRAC	T Psychophysiologie
ULRICH	T Physiologie végétable
MARECHAL	T Optique théor. et appl.
KIRRMANN	T Théories chimiques
CHADEFAUD	Botanique
DESTRIAU	Physique (M. P. C.)
Mlle LE BRETON	Physiologie générale
SALEM	Mathématiques générales
LELONG	T Mathématiques générales
DEVILLERS	Anat. & Histol. comparées
EHRESMANN	T Topologie Algébrique
FRANÇON	Physique (M. P. C.)
GLANGEAUD	T Géographie physique et Géologie dynamique
GODRMENT	T Mathématiques (M. P. C.)
RISSOT	T Galcus des probabilités
ROCH (E.)	Géologie
SCHATZMANN	Astrophysique
TERMIER	T Paléontologie stratigraphique
ZAMANSKY	T Mathématiques générales
JOLIOT	T Physique nucléaire et radioactivité

Secrétaire Général..... C. MONIER

Digitized by the Internet Archive
in 2026

https://archive.org/details/IA41551513_0043

SERIE A, No 3006
No D'ORDRE
3878

THÈSES

présentées

À LA FACULTÉ DES SCIENCES DE L'UNIVERSITÉ DE PARIS

POUR OBTENIR

LE GRADE DE DOCTEUR ES SCIENCES NATURELLES

PAR

HERMAN KLEEREKOPER, M. A., Ph. D.

1ere Thèse - Une étude limnologique de la chimie des sédiments de fond des lacs de l'Ontario mèridional, Canada

2e Thèse - Propositions données par la Faculté

Soustenues le 3 mai 1957 devant la Commission d'Examen

MM. Prenant	Président
Teissier Bourcart	Examinateurs

A Coby

A Monsieur le Professeur Prenant

Président de Thèse

qui m'a fait le grand honneur d'accepter

la présidence de cette thèse

Avec ma gratitude pour la bienveillance
et l'aide qu'il m'a manifestées

A Monsieur le Professeur Teissier

En remerciement de ses précieux conseils

A Monsieur le Professeur Bourcart

Avec toute ma reconnaissance

TABLE DES MATIERES

page

Tribut de gratitude

I. Introduction 1

II. La région de l'Ontario méridional et des lacs étudiés 5

III. Les matériaux d'origine des sédiments de fond des lacs 12

IV. La teneur en eau 30

V. Le carbone et ses composés 44

VI. L'azote et ses composés 115

VII. Le phosphore 150

VIII. Conclusions et résumé 164

IX. Méthodes 169

X. Bibliographie 175

LISTE DES TABLEAUX

Chapitres	Légendes des tableaux	Numéros des tableaux	Page
II	Les lacs étudiés, leur code, leurs numéros et leurs emplacements	G 1	9, 10
IV	La teneur en eau en pourcentage du poids humide des sédiments de 20 lacs de l'Ontario	W 1	39
	La répartition de la teneur en eau, en pourcentage du poids humide, de 126 échantillons des sédiments de 20 lacs de l'Ontario	W 2	40
	La teneur en eau en pourcentage des sédiments séchés à l'air de 17 lacs de l'Ontario	W 3	41
	La teneur en eau en pourcentage du poids humide et la teneur en humines dans les sédiments de 19 lacs de l'Ontario	W 4	42
	La teneur moyenne en eau en pourcentage du poids des sédiments séchés à l'air et de celui des sédiments humides de 241 échantillons de 38 lacs de l'Ontario, par ordre de profondeur des échantillons dans les carottes	W 5	43
V	La teneur en carbone en pourcentage du poids sec des éléments de 38 lacs de l'Ontario	C 1	79, 80
	La répartition de la fréquence du carbone dans les sédiments de 38 lacs de l'Ontario en pourcentage du poids sec total	C 2	81
	La répartition de la fréquence du carbone dans les sédiments de 38 lacs de l'Ontario en pourcentage du poids sec dans le résidu en cendres	C 3	82
	La teneur moyenne en carbone des lacs de l'Ontario en pourcentage du poids sec sans cendres	C 4	83
	La teneur en carbone de quelques sédiments lacustres citée dans la littérature	C 5	84
	La teneur en carbone de la lignine et des extraits à benzol-alcohol, eau chaude, HCl 2% et H_2SO_4 72%, exprimée en pourcentage du carbone total dans les sédiments de 28 lacs de l'Ontario	C 6	85-88

Chapitres	Légendes des tableaux	Numéros des tableaux	Page
	Le rapport entre le carbone et l'azote dans les sédiments de 37 lacs de l'Ontario	C 8	89, 90
	La répartition du rapport carbone: azote en pourcentage du nombre total des échantillons analysées	C 9	91
	La répartition de 37 lacs de l'Ontario selon le rapport moyen carbone:azote dans leurs sédiments	C 10	91
	Le rapport moyen carbone:azote dans les carottes des sédiments de 37 lacs de l'Ontario par ordre de profondeur	C 11	91
	La teneur en hydrogène de l'échantillon original et la teneur en carbone de l'extrait à benzol-alcool exprimées en pourcentage du carbone total de l'échantillon	C 12	92
	La corrélation entre le rapport C:N, phosphore total et phosphore soluble dans HCl 2% dans les sédiments de 20 lacs de l'Ontario	C 13	93
	La teneur en carbone des sédiments profonds en pourcentage de celle des sédiments de surface de 35 lacs de l'Ontario par rapport en poids sec total et au poids sec sans cendres	C 14	94-97
	Hydrogène, extraits à benzol-alcool et à acide sulfurique 72% dans les sédiments de 17 lacs de l'Ontario	C 15 à C 13	114
VI	La teneur en azote en pourcentage du poids sec des sédiments de 36 lacs de l'Ontario	N 1	141, 142
	La répartition de la teneur en azote total de 224 échantillons des sédiments de 37 lacs de l'Ontario	N 2	143
	La répartition de la teneur moyenne en azote total par ordre de profondeur dans les sédiments de 28 lacs de l'Ontario	N 3	143
	La teneur moyenne en azote total des sédiments de 37 lacs de l'Ontario	N 4	143
	La teneur moyenne en azote total des sédiments de 26 lacs de l'Ontario selon le système géologique de leurs bassins hydrographiques	N 5	144

Chapitre	Légendes des tableaux	Numéros des tableaux	Page
	Teneur en azote des extraits à eau chaude, HCl 2% et H_2SO_4 + résidu en pourcentage de l'azote total dans les sédiments de 28 lacs de l'Ontario	N 6	145, 146
	Azote soluble dans l'eau chaude dans le HCl 2% et dans le H_2SO_4, dans les sédiments de 28 lacs de l'Ontario en pourcentage de l'azote total	N 7	147
	La répartition $\frac{\text{N total}}{\text{P total}}$ dans 225 échantillons des sédiments de 35 lacs de l'Ontario	N 8	148
	La répartition moyenne du rapport $\frac{\text{N soluble dans HCl}}{\text{P soluble dans HCl}}$ par profondeur	N 9	149
	La teneur en azote des sédiments de surface de quelques lacs, citée dans la littérature	N 10	149
	Azote dans 10 amino-acides en pourcentage de l'azote total dans les sédiments des lacs de l'Ontario	N 11 à N 20	130-137
	Le rapport entre N total et $\frac{\text{N total}}{\text{N dans les amino-acides}}$	N 21	139
VII	La teneur en phosphore de l'échantillon original, de l'extrait à l'eau chaude, de l'extrait à HCl 2% en pourcentage du poids sec de l'échantillon original et le rapport de ces valeurs	P 1	158-161
	La répartition de la teneur en phosphore total de 206 échantillons des sédiments des lacs de l'Ontario	P 2	162
	Teneur en phosphore total des sédiments de 33 lacs de l'Ontario par ordre ascendant	P 3	163
	La teneur moyenne en P des sédiments de 25 lacs de l'Ontario selon le système géologique de leurs bassins hydrographiques	P 4	163
	La teneur moyenne en phosphore total en pourcentage du poids sec des sédiments de 34 lacs de l'Ontario par ordre de profondeur	P 5	163
	Le rapport de $\frac{\text{P total}}{\text{P soluble dans HCl 2\%}}$ dans les sédiments de 14 lacs de l'Ontario selon la profondeur des échantillons	P 6	163

LISTE DES FIGURES

Chapitres	Légende des figures	Numéros des figures	Page
II	Carte de l'Ontario méridional et emplacement des lacs	1	11
IV	La distribution de fréquence de la teneur en eau basée sur le poids humide des sédiments de fond des lacs de l'Ontario méridional	2	32
	La distribution de fréquence de la teneur en eau basée sur le poids sec des sédiments de fond des lacs de l'Ontario méridional	3	33
	La relation entre la teneur totale en carbone et la teneur en eau (poids humide)	4	33
	La relation entre la teneur totale en carbone et la teneur en eau (poids sec)	5	34
	La relation entre la teneur en eau et les substances à humine	6	35
	La relation entre la teneur en eau et la teneur en calcium	7	36
	La teneur en moyenne en eau des sédiments par ordre de profondeur	8	37
V	La distribution de fréquences de la teneur totale en carbone dans les sédiments de fond des lacs de l'Ontario méridional	9	50
	La distribution de fréquence de la teneur en carbone des extraits au benzol-alcool, à l'eau chaude, au HCl et au H_2SO_4	10	52
	La fréquence de distribution des rapports C/N	11	58
	La relation entre la teneur en carbone et la teneur en azote	12	59
	La relation entre le rapport C/N et la teneur en lignine des sédiments	13	60
	La relation entre la teneur totale en carbone et la teneur en hydrogène des sédiments	14	61

Chapitre	Légende de figures	Numéros des figures	Page
	La relation entre la teneur en hydrogène et la teneur en substances solubles dans le benzol et l'alcool dans les sédiments	15	62
	La relation entre le rapport C/N et la teneur totale en phosphore des sédiments	16	63
	La relation entre le rapport C/N et la teneur en phosphore de l'extrait au HCl	17	64
	La teneur en carbone des strates au-dessous de la surface en pourcent de la teneur en carbone de la strate de surface dans chacun des lacs étudiés	18 à 34	68, 69
VI	La teneur en amino-acide des sédiments de fond de 10 lacs	35 à 44	125-129
	La relation entre la teneur totale en azote des sédiments et la proportion de cet azote présent sous forme d'amino-acides	45	138

TRIBUT DE GRATITUDE

Les recherches décrites dans la présente publication ont été poursuivies depuis 1951 au Département de Biologie (anciennement Départements de Zoologie et de Botanique) de la McMaster University, à Hamilton, Ontario, Canada. Elles ont été rendues possibles par des subventions annuelles, émanant tout d'abord de l'ancien Research Council de l'Ontario et continuées, en 1955 par la Ontario Research Foundation et par le Conseil National des Recherches du Canada.

L'Administration du Hamilton College de la McMaster University a en outre prêté main forte quand le besoin s'en est fait sentir. Le calcul des chiffres et la préparation du manuscrit ont été achevés au cours d'un congé d'une année, accordé par l'Administration de l'Université pour l'année universitaire 1956-1957. Pour la durée de ce congé, l'auteur se vit accorder une Canadian Government Overseas Fellowship, ce qui lui a permis de mettre ses données au point en Europe et de préparer cette thèse à être présentée à la Faculté des Sciences de la Sorbonne, l'Université de Paris.

L'auteur tient à remercier ici ses anciens élèves, Miss Isobel McGibbon, B. Sc., M. Sc. et Mr. N. Bourne, B. Sc., M. Sc., qui ont recueilli de nombreuses carottes de fond des lacs et qui ont effectué un grand nombre d'analyses mentionnées dans cette thèse. Les résultats de leurs propres recherches ont été exposés dans leurs thèses pour l'obtention du grade de Master of Science, à la McMaster University, en 1952 et 1953 respectivement.

La présente investigation eut été impossible sans la coopération experte et devouée de Madame R. H. Tomlinson, B. A., de Monsieur F. Harcsar, B. A. et de Madame D. McBurney, B. A., qui durant des périodes variées ont effectué les analyses chimiques et assisté l'auteur dans l'élaboration de ces données.

L'auteur, constatant qu'il lui est impossible de mentionner les noms de toutes les personnes qui lui ont prêté leur aide et concours tout au long de ses travaux d'étude et de mise au point de son manuscrit, les prie de bien vouloir trouver ici l'expression de sa profonde reconnaissance.

Chapitre I

INTRODUCTION

Dans le passé, les fonds des lacs ont été étudiés en général par des biologistes, des paléontologues et des géologues. Les limnologistes ont consacré beaucoup d'attention à la distribution qualitative et quantitative de la faune du fond d'un même lac ou bien, pour les études régionales, dans plusieurs lacs. Ces recherches ont beaucoup révélé concernant la typologie des lacs, tandis que l'importance de certains composants de la faune du fond pour le cycle des éléments nutritifs dans les lacs a pu être prouvée dans d'autres études. Ces aspects et les aspects connexes des recherches dans les fonds des lacs par les limnologistes ont été rendus publics dans une littérature très étendue.

Des études physiques des sédiments de fond des lacs ont été faites tout d'abord par des géologues, mais les limnologistes s'en sont également occupés. La constitution physique des sédiments, leur granulométrie et leur distribution ont été étudiées par le menu dans un certain nombre de lacs, bien que les relations entre ces aspects et la distribution de la faune du fond n'ont attiré l'attention que dans relativement peu de cas. C'est pourquoi l'importance des caractéristiques physiques des sédiments de fond des lacs n'a suscité qu'un intérêt limité du point de vue oecologique.

L'étude des microfossiles dans les sédiments des lacs a été dominée, jusqu'à tout récemment, par les recherches sur les pollens. Sous l'angle limnologique, ces analyses ont permis, dans bien des cas, de tenir compte de la chronologie dans les étapes du développement des lacs étudiés, tandis que des études minutieuses des restes de plancton et d'éléments benthoniques dans les strates inférieures des sédiments, ont permis des hypothèses quant aux conditions oecologiques du lac à l'époque du dépôt de ces fossiles. Sur ces aspects de la limnologie, une importante littérature s'est accumulée.

Les limnologistes ont accordé relativement peu d'attention aux aspects chimiques des sédiments de fond des lacs. Une grande partie des renseignements dont on dispose au sujet de la composition chimique des dépôts lacustres, a été recueillie par les géologues qu'intéressaient principalment la présence quantitative de certains éléments et composés minéraux. On peut en dire autant d'un cer-

tain nombre de recherches plus anciennes faites par des oecologues. Bienque beaucoup de matériel de nature descriptive ait éte recueilli de cette manière, la disponibilité de ces données n'a pas rapproché sensiblement la solution de plusieurs problèmes limnologiques importants. Beaucoup plus importantes ont été, à cet égard les recherches s'occupant des problèmes fondamentaux de l'échange entre la boue et l'eau, recherches qui ont abouti à des connaissances de grande valeur concernant les processus connexes à cet échange (Mortimer, 1941, 1942; Alsterberg, 1922; Stephenson, 1949; Francis-Boeuf, 1947; Hutchinson, 1941; Hayes, c.s., 1952; Hayes, 1949).

Il y a eu relativement peu de publications qui se soient occupées des substances biologiquement si importantes dans les sédiments de fond des lacs tels que la lignine, le carbone et les composés azotés. Les contributions à la connaissance de la présence et de la distribution de bien d'autres substances d'importance biologique dans les sédiments des fonds lacustres, manquent complètement. Ce n'est que tout récemment que l'en trouve sporadiquement signalée dans la littérature la présence dans les sédiments de substances organiques biologiquement importantes.

Il n'est pas difficile de comprendre le pourquoi de cette carence de renseignements sur un aspect des plus importants des caractéristiques des sédiments de fond des lacs. L'analyse des sédiments lacustres récents ou consolidés pour y trouver des substances biologiquement importantes présente des difficultés que l'on ne rencontre pas, dans la règle, dans l'étude chimique d'une eau lacustre ou d'une matière chimiquement homogène. D'une part, les procédés sont souvent dificiles et prennent beaucoup de temps et, de l'autre, l'interprétation des données recueillies dans les sédiments d'un lac réclame, le plus souvent, des données comparables provenant d'autres lacs, de la même région de préférence. Des études régionales de sédiments de fonds lacustres ont été exécutées avec succès par rapport aux aspects physiques et à la composition morphologique ou bien quant à l'origine des matériaux sédimentaires. Des études approfondies de ce genre ont été faites en Suède, en particulier par rapport à la typologie des lacs de ce pays (Lundqvist, 1924, a, b, c, 1927, 1936, 1939, 1940; Naumann, 1917, a, b, 1921, a, b, c, 1922, 1929b, 1930a). Néanmoins, il n'a été accordé que peu ou pas d'attention aux aspects chimiques de ces sédiments ou aux relations entre les types de lacs, l'historique de leur développement et la chimie de leurs sédiments.

Dans ce domaine, des problèmes limnologiques importants attendent d'être éclaircis. Quelles sont les relations entre la constitution chimique des sédiments de fond et les caractéristiques oecologiques d'un lac? La constitution chimique des strates sédimentaires reflètent-elles les conditions trophiques d'un lac à l'époque de leur formation? En quelle mesure les sédiments exercent-ils une influence sur les cycles nutritifs dans l'eau d'un lac?

Quel est le sort de la matière organique produite dans uns lac une fois qu'elle a été incorporée dans ses sédiments ?

Voilà des questions qui, avec beaucoup d'autres, ont été posées de longue date en limnologie théorique. Plusieurs investigateurs ont fourni des données de différente nature dans leurs efforts d'éclaircir quelques-uns de ces problèmes. La plupart de ces données ont trait à un ou plusieurs facteurs, dans un ou plusieurs lacs seulement. A peine a-t-on accordé quelque attention aux composés organiques, surtout à cause des difficultés inhérentes aux recherches de ce genre.

Une récapitulation de la littérature sur les problèmes des sédiments des fonds lacustres fait ressortir le manque d'informations concrétes sur la chimie des sédiments, en particulier quant à des substances aussi importantes, limnologiquement, que les composés organiques du carbone, de l'azote et du phosphore. Si, d'une part, on dispose de quelques renseignements concernant le carbone total, l'azote total et le phosphore total, il n'y en a pratiquement point, d'autre part, concernant la nature ou les caractéristiques des composés qui contiennent ces éléments. Le manque de données a rendu impossible d'étudier les relations mutuelles possibles entre les composés de ce genre et d'autres caractéristiques des sédiments. Même les données limnologiques sur les rapports importants entre le carbone total et l'azote total ont été clairsemées. Les corrélations régionales et géologiques n'ont évidemment pas pu être étudiées.

Le but de la présente étude a été d'apporter de nouvelles informations sur la distribution quantitative de quelques composés carbonés importants et de quelques formes de composés phosphorés et azotés dans les sédiments de fond d'un certain nombre de lacs dans l'Ontario méridional, au Canada. L'intention de l'auteur a été de comparer cette distribution stratigraphiquement dans chaque lac et, régionalement, entre les lacs de cette zone.

Si les données chimiques sur les sédiments des fonds lacustres doivent pouvoir servir de témoins des conditions limnologiques prédominantes à l'époque du dépôt de ces sédiments, il est indispensable de vérifier d'abord si la nature chimique des sédiments a changé ou non par diagenèse postérieurement à leur ensevelissement. Si elle a changé, il est nécessaire de préciser la portée relative du changement. C'est en pensant à ce problème que l'auteur a fixé les analyses à faire de plusieurs éléments constituants des sédiments. Ce sont, en particulier, le carbone organique, les pectines, les hémicelluloses, la cellulose, la lignine, les substances à humine et les acides humiques.

Avec d'autres choses encore, diverses considérations présidèrent à leur sélection. Les relations entre l'activité bactérielle dans le sédiment et la disponibilité du phosphore parurent impor-

tantes. Ceci mena à l'analyse de phosphore total, du phosphore soluble dans l'eau et du phosphore soluble dans le HCl à 2%. Le rôle du fond d'un lac comme réservoir d'azote disponible pour le lac lui-même constitue un problème important. Il fallut donc étudier l'azote soluble dans l'eau et dans les acides, de même que la distribution de quelques uns des amino-acides.

Quelques données, enfin, furent recueillis pour permettre des hypothèses au sujet des rapports mutuels entre les distributions susdites et sur des facteurs aussi fondamentaux que les variations et les changements climatiques et édaphiques. Des spectres de pollen et des données sur le carbone ont également été réunis.

Chapitre II

LA REGION DE L'ONTARIO MERIDIONAL ET DES LACS ETUDIES

Les sédiments des fonds lacustres qui font l'objet de la présente étude ont été recueillis, à quelques exceptions près, dans les formations de l'Ordovicien et du Post-Ordovicien de l'Ontario méridional. C'est une zone de transition entre le Précambrien du Bouclier Canadien et les formations sédimentaires du centre de l'Amérique du Nord, à l'Ouest et au Nord-Ouest des Monts Alleghanys. Les limites Sud-Est, Sud et Ouest de cette région sont formées par trois des grands lacs, les Lacs Ontario, Erie et Huron, les rivières qui les relient et leur issue vers la mer: le Saint-Laurent. La limite Nord est formée par les rivières Ottawa et Mattawa jusqu'au lac Nipissing et par la French River jusqu'à la baie de Georges.

Du point de vue géologique, cette vaste région se scinde d'emblée en deux zones distinctes: le district Ottawa-Huron et les Plaines basses ("Lowlands") du Saint-Laurent. Le sous-sol du district Ottawa-Huron est formé d'une roche cristalline, précambrienne, qui forme le bord méridional du Bouclier Canadien et qui consiste surtout en du gneiss et du granite que parcourent des bandes calcaires d'orientation synclinale. Vers le Sud, au moment de pénétrer dans les Plaines basses du Saint-Laurent, la surface de ce même Précambrien qui forme le soubassement du pays, plonge plus ou moins abruptement et se voit recouvert de formations sédimentaires plus jeunes des époques ordovicienne et post ordovicienne. Plus on progresse vers le Sud et le Sud-Ouest, plus les roches pré-cambriennes se trouvent profondément cachées sous les formations sédimentaires, des époques silurienne et dévonienne surtout. Par-ci par-là, cependant, aux abords de la limite qui sépare le Précambrien des formations plus récentes, la roche précambrienne vient affleurer en perçant les sédiments paléozoïques et diluviaux.

Le district Ottawa-Huron de l'Ontario méridional, qui fait partie du Bouclier Canadien, a subi des périodes glaciaires réitérées dont les glaciers ont façonné et refaçonné la surface du pays en transportant les matériaux détachés et en enlevant la roche moins dure. Des lacs inombrables se formèrent dans les dépressions laissées derrière elles par les glaces, soit du fait d'un barrage de moraines soit du fait de la formation de moulins. Le fait que la surface des collines de ce paysage glaciaire, couvertes par une

mince couche de terre, s'est trouvée complètement érodée par suite de l'interférence humaine est de la plus grande portée écologique. Beaucoup de cette terre a été affouillée et déposée dans les vallées et dans les lacs après le déboisement. Sporadiquement, ainsi que cela a eu lieu dans les zones calcaires de la série de Greenville, des sols fertiles se sont formés dans les vallées, ouvrant ainsi la voie à l'essor de l'agriculture. Dans l'ensemble, toutefois, les terres du district Ottawa-Huron ne se prêtent à aucune forme d'agriculture et la population de cette partie de l'Ontario méridional est restée très clairsemée. Du point de vue limnologique, ce sol se caractérise par la présence de lacs oligotrophiques chaque fois qu'il n'y a point d'établissement humain pour les polluer. Mais dans certaines zones, qui subissent une invasion, pour le moins saisonnière, de touristes, la pollution pourrait bien commencer à jouer un rôle dans certains lacs déterminés. Ces résultats de la présence de l'homme se bornent néanmoins à quelques zones relativement restreintes.

En sens Sud-Sud-Ouest, le district Ottawa-Huron côtoie les Plaines basses du Saint-Laurent en suivant une ligne à peu près droite que relie Kingston Mills au Sud-Est avec Waubaushene à la pointe Sud-Est de la baie de Georges, en passant par la pointe Nord du lac de Simcoe. La limite Est entre les deux zones suit approximativement la ligne qui, Gananoque sur le Saint-Laurent rejoint Arnprior sur l'Ottawa.

Les Plaines basses du Saint-Laurent sont formés de sédiments paléozoïques de calcaire, de schistes et de grès recouvrant les roches précambriennes et recouverts à leur tour de lourds dépôts diluviaux. Les terres à l'Est de la ligne Gananoque-Arnprior ont été recouvertes jadis par la transgression de la Mer de Champlain qui a laissé derrière elles des dépôts marins d'épaisseur variable, dont quelques-uns sont de nature sableuse. Dans l'ensemble, le sol de cette dernière zone est fertile, mais on y trouve de nombreux marais et marécages par suite du peu de déclivité de la surface du sol.

Les Plaines basses du Saint-Laurent au Sud-Sud-Ouest du district Ottawa-Huron, ont été recouvertes, à des degrés variables, par les transgressions de grands lacs d'eau douce au cours des diverses périodes glaciaires. Toutefois, avec chaque retraite des masses glaciaires, la superficie de terre ferme s'accrut jusqu'à atteindre la situation actuelle. C'est pourquoi le sol de cette zone est formé de dépôts diluviaux fertiles recouvrant les anciens sédiments paléozoïques que l'on ne voit surgir que rarement en des sites qui s'y prêtent.

L'histoire géologique des Plaines basses du Saint-Laurent n'a pas favorisé la formation de nombreux lacs. Le plus grand d'entre eux est le Lac Simcoe qui, ensemble avec quelques lacs plus petits dans la région, doit son existence à celle d'une longue mo-

raine qui court en sens Est-Ouest au Nord du Lac Ontario. Entre cette moraine, connue sous le nom de Oak Ridges, et le Bouclier Canadien, se trouve une dépression qui a amené la formation des lacs susdits. Hors de cette zone particulière, on ne trouve que peu de lacs dans les Plaines basses du Saint-Laurent. Ce sont des lacs peu profonds, typiquement eutrophiques, dans une zone au sol fertile. La plupart des lacs étudiés sont situés dans ces Plaines basses du Saint-Laurent.

Les conditions édaphiques, résultant de la genèse géologique de l'Ontario méridional, ont été d'une très grande importance pour le développement dans l'histoire des lacs de ces régions. C'est non seulement le ravitaillement en éléments nutritifs par la voie de l'eau souterraine qui est directement déterminé par les conditions édaphiques du bassin hydrographique de chaque lac, mais la grande différence aussi en fertilité entre les sols du District Ottawa-Huron et ceux des Plaines basses du Saint-Laurent a causé la prédilection des colons européens à s'établir dans ces derniers dès le commencement de la colonisation à large échelle autour de 1780.

Les premiers colons ne tardèrent pas à apprendre à juger de la fertilité du sol des terres vierges d'après la composition de sa flore. Ceci situa la limite Nord naturelle de la colonisation agricole le long du bord du Bouclier Canadien, limite qui se trouve atteinte vers 1850. Jusqu'à cette époque le Bouclier Canadien avait été évité avec soin par les colons à demeure, bien que l'exploitation forestière ait été pratiquée le long de l'Ottawa dès l'an 1800 déjà. Des zones relativement petites des épaisses forêts de pins blancs et rouges du District Ottawa-Huron n'ont été touchées par l'exploitation forestière que vers 1855.

En dépit d'une tentative malavisée, aux environs de 1860, d'encourager la colonisation dans le district susdit très peu d'activité agricole s'y est maintenue. L'exploitation forestière, cependant, ainsi que les incendies de forêts et le déboisement ont amené peu à peu la destruction presque complète des forêts qui, à l'origine, couvrait cette région, ainsi que l'érosion, par voie de conséquence de la mince couche de terre sur les collines et leurs versants.

En raison de leurs différences édaphiques, les deux districts de l'Ontario méridional se distinguent donc par la date à laquelle le déboisement à grande échelle a commencé. Dans les Plaines basses du Saint-Laurent, en particulier le long des rives des lacs, cette date peut être située vers 1800, bien que le déboisement ait commencé plus tôt dans certaines localités. Vers 1820, la plupart des terres agricoles avaient été défrichées. Dans le district Ottawa-Huron, le défrichement à grande échelle et, plus spécialement, les immenses feux de forêts causés en partie par la colonisation et par l'exploitation forestière, firent leur apparition vers 1860. Il y a lieu d'admettre que ces changements radicaux ont

exercé des effets très considérables sur les caractéristiques limnologiques des lacs de cette région.

Bien que les différences de climat existant entre les régions de l'Ontario méridional ont joué un rôle important dans le développement du "climax" des communautés de plantes qui y existaient à l'origine, ces différences ne semblent pas assez grandes pour influencer les caractéristiques limnologiques des lacs dans ces zones climatiques différentes. Par ailleurs, des changements de climat importants qui ont affecté autrefois la région tout entière, ont laissé leur empreinte nettement reconnaissable sur la limnologie de la région, ainsi que cela sera démontré dans la présente publication.

TABLEAU G 1

Les lacs étudiés, leurs numéros de code et leurs emplacements avec quelques remarques sur la géologie de leurs bassins hydrographiques

Numéros de code	Noms des lacs	Emplacement	Remarques
1	Jordan Harbour	43°11' - 79°22'	schiste avec quelques minces couches de calcaire sableux Ordovicien
2	Sixteen Mile Creek	43°10' - 79°20'	idem
3	Waterford	42°56' - 80°19'	Calcaire, Dévonien
4	Blue	43°14' - 80°20'	Calcaire (dolomies) Silurien
5	Lovey	43°09' - 80°30'	Schiste, dolomie, gypse, Silurien
6	Puslinch	43°25' - 80°16'	calcaire (dolomie), Silurien
7	Twin	43°18' - 80°24'	Schiste, dolomie, gypse, Silurien
8	Hofstatter	43°24' - 80°37'	idem
9	Sunfish	43°28' - 80°38'	idem
10	Paradise	43°30' - 80°40'	idem
11	Pinehurst	43°16' - 80°24'	idem
12	Hunger	42°58' - 80°30'	Calcaire, Dévonien
13	Wilcox	43°57' - 79°26'	Schiste, Ordovicien
14	Reesor	43°59' - 79°23'	Schiste, Ordovicien
15	White	45°19' - 76°23'	Calcaire, dolomie
16	Constante	45°25' - 75°59'	Calcaire, dolomie Ordovicien
17	Mississippi	45°01' - 76°12'	idem
18	Clayton	45°10' - 76°20'	Calcaire, Précambrien
19	Taylor	45°08' - 76°20'	idem
20	Otty	44°52' - 76°13'	Précambrien
21	Moira	44°29' - 77°27'	Précambrien
22	Scucog	44°07' - 79°56'	Calcaire, Ordovicien
25	Chemung	44°24' - 79°24'	idem
26	Rice	44°06' - 78°19'	idem

Suite du tableau G 1

Numéros de code	Noms des lacs	Emplacement	Remarques
31	Boat	44°44' - 81°14'	Calcaire (dolomie) Silurien
33	Silver	44°05' - 81°25'	Calcaire, Dévonien
34	Puslinch	43°25' - 80°16'	Calcaire (dolomie) Silurien
36	Lockhart	43°11' - 80°29'	Schiste (dolomie) gypse, Silurien
37	Whittaker	42°55' - 80°58'	Calcaire, Dévonien
39	Heart	43°45' - 79°48'	Schiste, calcaire sableux, Ordovicien
41	Miller	45°06' - 85°24'	Calcaire (dolomie) Silurien
43	Edwards	44°22' - 80°15'	Calcaire (dolomie) Silurien
44	Little	44°25' - 79°40'	Ordovicien
46	Bass	44°36' - 79°30'	Calcaire, Ordovicien
50	Crow	44°28' - 77°46'	Précambrien
51	Belmont	44°28' - 77°50'	Précambrien
52	Musselman	44°02' - 79°16'	Schiste, Ordovicien

Figure 1 . Carte de l'Ontario méridional et emplacement des lacs

Chapitre III

LES MATERIAUX D'ORIGINE DES SEDIMENTS DE FOND DES LACS

Introduction

N'importe quelle substance à l'état de particules ou de colloïde, plus lourde que l'eau qui se trouve dans un lac peut y servir de matériau d'origine aux sédiments de fond. Cette substance peut être d'origine terrigène et donc allochtone ou bien produite dans le lac lui-même et être donc de nature autochtone. Cette dernière catégorie offre un intérêt particulier au limnologiste qui étudie les sédiments lacustres, mais les matières allochtones contribuent souvent une importante partie des matériaux qui forment les sédiments et doivent donc être pris en considération. Mais quels que soient les matériaux d'origine des sédiments de fond des lacs, qu'ils soient allochtones ou autochtones, rares sont ceux qui n'ont pas été affectés par les nombreux agents de destruction de nature physique, chimique ou biologique, qui exercent leur effet dans l'eau du lac, dans la phase intermédiaire boue-eau et dans les sédiments détachés. Il n'en faut pas moins tenir compte de la nature des matériaux d'origine primitifs des sédiments de fond d'un lac si l'on veut réussir à comprendre le genèse de ces sédiments et si l'on veut éclaircir leurs rapports avec les caractéristiques limnologiques de ce lac.

Un sédiment de fond de lac de caractère typiquement non-littoral, est formé des restes d'organismes et de substance organique produite dans l'eau d'un lac sous la forme de plancton végétal ou animal. Mélangés à ces restes organiques, qui peuvent avoir subi bien des changements d'ordre chimique ou biochimique avant de parvenir au fond du lac, on trouve des précipités organiques et inorganiques de l'eau du lac. Dans les parties ouvertes du lac, hors des rives, les restes organiques qui se déposent sont en premier lieu ceux d'origine planctonique, c'est-à-dire de daphnies, de copépodes, et d'autres petits crustacés, de rotifères, de flagellés, de diatomées, d'algues planctoniques, d'excréments de plancton animal et les produits de la désagrégation des particules de ces organismes. Les matériaux charriés par le vent, tels que le pollen, les particules d'argile et d'autres du même genre peuvent venir à jouer un rôle dont l'importance dépend du climat, de la géologie, de la topographie du bassin lacustre et de la morphologie du lac (Twenhofel c. s., 1941). A l'exception des apports éol-

iens, les matériaux d'origine organique dans la sédimentation des bassins plus profonds sont donc de nature autochtone. Ils constituent le reflet des conditions de production organique dans le lac qui peuvent être déterminantes du type du sédiment dans le fond du lac.

Les matériaux d'origine disponibles pour bâtir des sédiments dans les bandes littorales du lac sont d'une nature totalement différente. Ici entrent en jeu un nombre de facteurs qui contribuent à former du sédiment riche en éléments allochtones. Des affluents entraînent des particules inorganiques et organiques en suspension qui se trient selon leurs dimensions, leur forme et leur poids spécifique et qui se déposent dans la zone littorale du lac dont l'étendue dépend de facteurs hydrographiques et physiques tels que le courant et le cours de l'affluent, des caractéristiques physiques de la substance en suspension, des courants des remous, de l'effet des vagues et du niveau de l'eau. En plus des matériaux entrainés par le courant, les produits de l'érosion du rivage sous l'action des vagues, de la formation de glace et d'effluents contribuent à la formation d'un dépôt de fond présentant un intérêt pour le seul limnologiste, en tant que substratum pour les espèces benthoniques des littoraux ou bien parce qu'il trahit des changements survenus jadis dans le niveau de l'eau. Les restes organiques dans les sédiments littoraux sont souvent d'origine terrigène mélanges en général de restes de végétation aquatique supérieure. L'effet des vagues, les changements de niveau de l'eau et les déplacements de courants causent un brassage et un nouveau triage des matériaux de sédimentation, rendant ainsi impossible de déduire une chronologie du processus de stratification des sédiments dans cette zone. Dans les lacs à eaux dures, on trouve fréquemment des dépôts calcaires d'origine biogénique dans les sédiments littoraux, tandis qu'on ne les rencontre que rarement dans les bassins plus profonds. Des dépôts de carbonates peuvent se former aussi dans la zone littorale par précipitation due à l'élévation de la température de l'eau affluente qui se mélange à l'eau plus chaude du lac. L'oxydation de sels ferreux qu'entraînent des eaux souterraines qui se jettent dans le lac, amène la précipitation d'hydroxide de fer, combiné ou non avec des substances colloïdales telles que des dérivés d'humus. De ces caractéristiques de la sédimentation littorale, il ressort clairement que les dépôts au fond de cette zone sont très rarement caractéristiques des conditions limnologiques du lac, si tant est qu'elles le soient jamais contrairement à ce qui est le cas pour les sédiments dans les bassins plus profonds, sédiments qui, de par la nature même de leur genèse, sont représentatifs des conditions oecologiques du lac à l'époque de la sédimentation. Entre la zone littorale et la zone pélagique, il existe souvent une zone sublittorale qui peut être affectée à des degrés différents par les facteurs allochtones exerçant leur effet sur la zone littorale proprement dite. Il va de soi que les conditions locales, telles que la morphologie du lac; son exposition, sa géologie ainsi que la topographie

du bassin qui l'entoure, détermineront en quelle mesure les conditions et les caractéristiques de la sédimentation littorale affecteront la zone sublittorale (Lundqvist, 1939; Nipkov, 1920; Twenhofel et Broughton, 1939; Jentzsch, 1902).

Les remarques qui précèdent démontrent la nécessité de distinguer nettement entre les sédiments formés dans un bassin ouvert et ceux déposés dans les zones littorales. Dans la présente étude, il sera insisté sur les aspects de la sédimentation dans les régions profondes ou non littorales des lacs.

Dans les alinéas précédents, il a été fait mention de quelques uns des matériaux d'origine qui constituent la substance première donnant les dépôts au fond des lacs. Du moment que toute substance qui se trouve dans l'eau d'un lac est sujette à des transformations de nature biochimique, physico-chimique et physique, ils seront très rares ceux de ces matériaux qui seront incorporés aux sédiments du fond, tels quels et ayant conservé leur forme et leur composition primitives. Nombreux sont les voies et les mécanismes par les quels les changements se réalisent; la plupart ont besoin, pour s'accomplir, de l'action d'organismes vivants, le plus souvent des bactéries. Mais l'autolyse, la désintégration par abrasion, l'action des enzymes, l'oxydation, la réduction et l'hydrolyse, ce sont tous là des phénomènes qui jouent des rôles dont l'importance dépend d'un certain nombre de facteurs.

Les espèces planctoniques constituent la source principale de substance organique que l'on trouve dans les sédiments pélagiques. Lorsque les organismes du plancton meurent leurs dépouilles sont attaquées par les bactéries, les mycètes et leurs enzymes; les organismes peuvent aussi être mangés avant que d'avoir accompli le cycle de leur existence et être digérés entièrement ou en partie par du plancton animal ou par des protozoaires. Les substances moins faciles à digérer sont excrétées et sont attaquées à leur tour par les bactéries et les mycètes, ce qui amène l'hydrolyse complète ou partielle de la matière organique. Tous ces dévoreurs subissent à un moment donné eux-mêmes un sort similaire, soit par leur mort naturelle et l'autolyse soit en tombant victimes d'organismes plus grands. Que le chemin parcouru soit direct: la mort et la décomposition, ou bien indirect: coprophage - proie - décomposition, le résultat final est une reminéralisation complète ou partielle des restes organiques de la matière vivante. Enzymes et bactéries, désintégration physique et processus d'oxydation, tous mènent à la désagrégation des substances organiques qui, jadis, avaient constitué la matière cellulaire de l'organisme vivant. La plus grande partie de ces processus de désagrégation se déroulent le mieux et le plus totalement dans des conditions aérobies. Des recherches ont révélé qu'ils se produisent primairement dans la masse d'eau riche en oxygène de l'épilimne dans les lacs eutrophiques et probablement

à travers toutes les strates dans les lacs oligotrophiques (Kleerekoper, 1953.

L'on sait qu'en théorie les produits ultimes de la décomposition organique sont le bioxyde de carbone, des minéraux et de l'eau. Certaines substances organiques sont relativement simples de construction et il suffit de quelques phases pour aboutir aux produits de minéralisation de la désagrégation totale à la condition que le facteur entourage soit favorable aux espèces de bactéries qui sont presque toujours indispensables à la démolition graduelle des substances organiques dans la nature. Pour les substances organiques plus complexes, le nombre des phases nécessaires pour démolir une molécule peut être grand et chacune d'elles peut avoir besoin de bactéries et de mycètes très spécialisés. Les conditions d'entourage dont ces micro-organismes ont besoin peuvent être très spéciales et elles peuvent régner ou ne pas régner dans tel ou tel lac à tel ou tel moment. Parmi ces conditions le potentiel de réduction-oxydation et la concentration en ions d'hydrogène sont fréquemment d'une importance capitale mais il y a aussi un certain nombre d'autres facteurs oecologiques, que l'on ne connait pas ou bien insuffisamment, qui peuvent jouer un rôle.

Les substances organiques d'origine planctonique dans l'eau lacustre varient en conséquence selon la promptitude avec laquelle elles se désagrègent. Certaines se minéralisent rapidement, d'autres présentent une résistance considérable aux processus de minéralisation mentionnés ci-dessus. Ces différences entre les substances organiques primaires exercent un effet sélectif sur la nature des produits organiques finaux de la décomposition dans l'eau des lacs et dans les sédiments des fonds. Des considérations qui précèdent il se dégage un fait important. Les conditions d'entourage du lac lui-même doivent, par rapport aux besoins oecologiques des divers micro-organismes réalisateurs des phases successives de minéralisation, exercer un effet indirect sur un ou plusieurs des processus de décomposition organique. Ces conditions limnétiques sont bien souvent des caractéristiques propres à un lac individuel et peuvent être sujettes à des changements de nature cadencée ou non-cadencée. Les produits finaux de la décomposition organique dans l'eau de tel lac en particulier sont ainsi déterminés par un nombre de facteurs en partie inhérents aux substances organiques elles-mêmes et en partie par les conditions oecologiques dans le lac même, sujettes ou non à des changements périodiques. Tous ces facteurs exercent un effet sélectif. Ils seront favorables à toutes ou à quelques unes des phases dans la desagrégation de certaines substances; ils peuvent ne point affecter les phases d'autres substances. Ils peuvent arrêter la minéralisation de certains composés dans ses débuts ou au cours de quelque étape ultérieure.

Il est bien rare que les conditions limnétiques soient homogènes á travers toutes les strates d'une colonne verticale dans un

lac. Les stratifications thermiques et chimiques sont des circonstances bien connues dans les lacs. La température, l'oxygène et le bioxyde de carbone, le pH et les conditions de lumière, pour n'en nommer que quelques uns, sont des facteurs oecologiques de la plus haute importance pour la flore microbiologique; tous ces facteurs sont sujets à stratification. C'est pourquoi les processus de décomposition diffèrent qualitativement et quantitativement de la surface au fond, de l'épilimne à l'hypolimne.

Dans ces processus, le facteur temps joue un rôle important; parmi les phases de la désagrégation il en est qui s'accomplissent aisément et rapidement dans l'eau aérée dans laquelle le plancton vit communément. D'autres phases prennent davantage de temps dans les même conditions tandis que certaines substances basiques d'origine biologique ne sont attaquées que trés lentement ou même pas du tout dans les conditions prédominantes dans les lacs. Ce facteur temps prend une importance fondamentale dans la formation, dans les lacs, de sédiments non-consolidés. A l'exception des substances organiques solubles dont on ne trouve pas, d'habitude, de grosses concentrations dans les lacs à équilibre harmonieux, la substance organique que contient l'eau d'un lac prend une forme colloïdale ou bien de particules. Tant les restes morts des espèces planctoniques que leurs débris sous forme de particules possèdent une densité plus forte que celle de l'eau. La cadence á laquelle ils coulent ne dépend toutefois pas seulement de leur poids spécifique; elle subit également l'influence de la densité de l'eau du lac que déterminent la température et la teneur en sel. Les tourbillons dans l'eau, les courants latéraux et les remous interfèrent radicalement dans la cadence de descente vers le fond. Tous ces facteurs peuvent varier et varient souvent d'une strate à l'autre à une époque donnée, de sorte que la cadence d'enfoncement de débris organiques sous forme de particules est sujette à des fluctuations qui font qu'ils demeurent pendant des périodes plus longues dans certaines strates que dans d'autres. Ces débris organiques sont donc soumis à une série de conditions successives qui sont déterminées par les caractéristiques physiques et chimiques prédominantes dans les différentes strates de l'eau lacustre à l'époque de l'enfoncement. Ces caractéristiques physiques et chimiques affectent toutes les diverses phases du processus de décomposition.

L'action réciproque des facteurs mentionnés jusqu'ici dans ce chapitre est déterminante de la nature des substances organiques et inorganiques qui pourront venir à se déposer dans le fond du lac et qui formeront la matière brute du sédiment qui s'y constituera à une epoque donnée. Beaucoup de ces facteurs sont instables et sujets à de rapides changements, mais ils reflètent des conditions limnologiques caractéristiques du lac et déterminées à leur tour, par des facteurs climatiques, géologiques, biologiques et de civilisation. Ces facteurs changent constamment au bout de périodes plus ou moins longues et nous devons nous atten-

dre à trouver les effets de ces changements reflétés dans les caractéristiques des sédiments déposés au cours de ces périodes. C'est ainsi que nous trouvons dans les sédiments consolidés et dans les sédiments récemment déposés au fond des lacs un carnet de notes où sont enregistrés dans leur ordre les événements de jadis dont l'interprétation doit présenter le plus grand intérêt pour la science en général et pour les limnologistes en particulier.

Le plancton comme matériau d'origine pour les sédiments

Dans la zone littorale la matière organique contenue dans les sédiments consiste en premier lieu en débris de la flore et de la faune littorale, des mollusques et des diatomées benthoniques, comme les types en ont été fixés dans la description des sédiments du Lac de Zurich (Nipkov, 1920). Dans les bassins plus profonds, toutefois, les dépôts au fond des lacs tirent leur substance organique directement ou indirectement d'organismes planctoniques auxquels s'ajoutent de moindres quantités de matériaux apportés par le vent et de matières organiques charriés vers les lacs ouverts par les rivières ou par les glaçons flottants détachés des rives.

La composition chimique du plancton

La composition chimique du plancton et ses processus de décomposition sont donc d'importance dans une étude analytique des matériaux d'origine des sédiments de fond des lacs. La composition chimique du plancton dépend nécessairement de la composition de la population et l'on doit s'attendre à des variations entre les échantillons provenant de lacs différents et même provenant du même lac à des époques différentes. Dans les lacs de formation harmonieuse, la composition chimique du plancton ne parait pas varier considérablement bien que le nombre des données disponible est restreint et que les renseignements concernant les constituants moins importants et les composés organiques spécifiques sont pour ainsi dire inexistants.

Le problème de la variation dans la composition chimique du plancton de lacs différents, a son importance pour l'étude des sédiments du fond des lacs, en particulier par rapport aux éléments composants qui résistent aux agents d'hydrolyse et d'oxydation. Du moment que les substances plus facilement décomposables seront minéralisées dans l'eau du lac, elles n'affecteront pas directement la composition du sédiment mais plutôt celle de la matière dissoute dans l'eau. Les composés résistants seront incorporés en entier ou en partie dans le sédiment en formation et encore sans consistance. Dans l'étude quantitative des rapports entre la production de plancton et la chimie sédimentaire des renseignements sur la variabilité quantitative des données, publiées par

Krogh et Lange (1932) présentent un grand intérêt puisque les auteurs comparent les résultats d'analyses chimiques du plancton de la Füresee et de celui de la Frederiksborg-Schlossee, de la Waubesee et du Lac Mendota (Birge et Juday, 1922).

Le plancton de la Waubesee, de la Füresee et du Lac Mendota (échantillon de 1917) sont de composition tout-à-fait similaire (protéine brute: respectivement 259, 279, et 289; graisses: 27, 52 et 30; hydrates de carbone: 221, 193 et 241; matières organiques: 507, 524 et 560 milligrammes par gramme de plancton). La composition chimique du plancton est cependant sujette à des changements périodiques. La périodicité dans la composition du phytoplancton a été décrite par Krogh et Berg (1931) pour la Frederiksborg-Schlosssee. Ces variations peuvent n'avoir qu'un effet direct peu important sur la composition chimique du sédiment de surface, mais leur effet indirect peut être très considérable puisque Krogh et Berg ont également observé que ces changements périodiques affectaient la fréquence des culminations dans la production des Cladocera dans cette même faune planctonique.

La composition des différents groupes de plancton varie selon un certain nombre d'analyses faites par Brandt (1899), Brandt et Raben (1920), Waksman, Carey et Reuszer (1933). Les diatomées, qui sont d'habitude les plus importants, quantitativement, des représentants du phytoplancton dans les lacs, contiennent environ 29% de protéine brute, 8% de substances susceptibles d'extraction à l'éther et 63% d'hydrates de carbone. Les copépodes contiennent respectivement 65, 8 et 22% de ces substances. Les différences les plus frappantes, celles entre la protéine et les hydrates de carbone, semblent typiques du plancton végétal et du plancton animal en général. Les analyses plus détaillées de Waksman et autres (l. c.) donnent 7% de protéine dans le phytoplancton et 56% dans le zooplancton, comme moyenne pour quelques espèces. Les huiles, les graisses et les pigments sont aussi plus fortement représentés dans le zooplancton (10%) que dans le phytoplancton (2%), tandis que l'hémicellulose présente une position inverse (11% dans le phytoplancton et 0% dans le zooplancton). Les sucres et les féculents constituent 23% du phytoplancton et seulement 5% du zooplancton.

En dépit de ces différences de répartition des composés organiques dans le plancton végétal et animal, l'analyse élémentaire de ces organismes ne révèle pas de différences importantes. Le total de carbone ne varie qu'entre 45 et 50%, l'hydrogène entre 7 et 8%. La plus forte teneur en protéine du zooplancton se reflète dans la teneur totale en azote (péridinées 3%, diatomées 6%, copépodes 10%) (Trask, 1932). Une comparaison avec les données sur le plancton marin faite par plusieurs investigateurs (Harvey, 1955) révèle une similitude frappante dans les proportions du carbone, de l'azote et du phosphore dans du plancton recueilli dans des régions extrêmement éloignées entre elles de l'Océan Atlan-

tique. Les chiffres moyens pour les proportions C/N/P dans les diatomées du plancton sont 100:16:1,7. Des analyses du zooplancton donnent les chiffres 100:16:2,4.

D'un intérêt particulier dans l'étude des sédiments sont les données sur la cellulose et les composés non-azotés insolubles par les acides, qui comprennent la lignine et l'acide urionique (Waksman e.a., l.c.).

Substance	Phytoplancton	Zooplancton
cellulose	5	2
acide urionique	16	0
composés insolubles par les acides (non-azotés)	5	3

Les divers composés ou groupes de composés organiques qui constituent les corps cellulaires du plancton subissent l'action des nombreux agents de désintégration et de décomposition mentionnés dans l'introduction au présent chapitre. Le plancton sec est formé de 50 à 70% de matière organique, primairement sous la forme de protéines et d'hydrates de carbone avec des quantités variées de graisses. Diverses observations expérimentales "in vitro" nous aprennent que les protéines s'hydrolysent facilement et rapidement (von Brand, Rakestraw et Renn, 1937), l'azote des protéines étant libéré sous la forme d'ammoniaque. C'est pourquoi la protéine du plancton ne semble guère être un matériau d'origine donnant de l'azote dans les sédiments des fonds des lacs. Le plancton apporte de l'azote aux sédiments sous la forme de chitine extrêmement résistante (Jentzsch, 1902). En dépit d'une dense population de crustacés du plancton, les restes chitineux dans le sédiment peuvent être dénués d'importance (Hummel, 1923). Les mécanismes qui amènent ces écarts dans la conservation de la chitine ne sont pas encore connus; un point difficile est le manque d'une méthode sûre permettant la détermination quantitative de la chitine dans des préparations brutes telles que les sédiments des fonds de lacs (Tracey, 1955). Dans les sédiments marins, 90% de l'azote peut être dû à la chitine (Hecht, 1933). N'empêche que l'on a rapporté qu'un certain nombre de bactéries détruisent la chitine (Jensen, 1930; Zobell et Rittenberg, 1938) mais il se produit apparemment peu ou point de destruction dans l'eau des lacs ou de la mer. Des bactéries productrices de chitinase ont été isolées de l'eau de marais (Benecke, 1905), mais même là la chitine ne semble pas appréciablement affectée.

Toutes les substances solubles dans l'eau que l'on a trouvées dans les cellules de planctères, ont probablement peu ou point d'importance quant à leur contribution directe à la formation des sédiments au fond des lacs. Les sucres libres sont promptement minéralisés dans l'eau des strates porteuses de plancton. D'autres substances solubles dans l'eau, telles que certaines proté-

ines, certains acides organiques et amino-acides, appartiennent à la même catégorie de composés rapidement décomposables et, pour cette raison, ne contribuent pas directement au processus de sédimentation. La rapide décomposition de toutes ces substances s'explique par l'énergie devenant rapidement disponible que possèdent ces composés. C'est pourquoi cette énergie peut être utilisée par un grand nombre de micro-organismes, tels que les mycètes, les actino-mycètes et les bactéries. Le resultat de l'attaque par ces organismes est d'habitude une production d'acides gras inférieurs qui, en raison de leur solubilité dans l'eau sont métabolisés a leur tour.

L'on sait avec quelle facilité les organismes aérobies utilisent les acides organiques comme sources de carbone, bien que d'autres sources puissent leur être préférées lorsqu'elles sont disponibles. La majeur partie des acides organiques communs qui deviennent disponibles au cours des phases initiales de la décomposition du plancton mort vit communément dans l'eau douce. Même dans des conditions an-aérobies, comme il en peut prédominer durant la stratification thermique dans l'hypolimne des lacs eutrophiques, l'emploi des acides organiques peut être poursuivi par des organismes anaérobies. Il est, toutefois, probable que cette décomposition s'opère en majeure partie dans l'eau chaude et aérée de l'épilimne. Il y a donc lieu d'admettre que les acides organiques résultant directement de la décomposition du plancton ne jouent qu'un rôle minime ou nul parmi les matériaux d'origine du sédiment neuf. Cela ne veut cependant pas dire que les acides organiques soient absents des sédiments récents et consolidés des fonds de lacs, puisqu'ils peuvent être formés sur place par des processus biologiques dans la boue même.

Les groupes de substances chimiques non solubles dans l'eau que l'on peut trouver dans le plancton en des quantités variables, sont la cellulose, l'hémicellulose, les pectines, les protéines, la chitine, la lignine, les graisses, les résines et les bitumines polymères telles que les sporopollenines, cutines et subérines.

La cellulose

La cellulose n'est présente dans le plancton qu'en petites quantités seulement. Les analyses chimiques donnent une moyenne de 5% pour le phytoplancton et de 2% pour le zooplancton (Waksman e.a., 1933; Trask, 1932). Un certain nombre de mycètes et de bactéries produisent des cellulases et des cellobiases qui rompent la chaîne des glucoses de la molécule de cellulose. On ne sait que très peu des formes aquatiques de ces organismes. Dans un milieu acide, les mycètes jouent un rôle particulièrement important dans la désagrégation de la cellulose; mais une forte acidité ne se constate pas couramment dans les lacs non-dystrophyques. L'on a de même isolé un certain nombre de bactéries anaérobies qui attaquent fortement la cellulose; il se peut qu'elles

jouent un rôle dans l'hypolimne anaérobie. On ne dispose que de peu de renseignements spécifiques concernant ces processus dans les lacs. La décomposition anaérobie de la cellulose se produit effectivement dans les dépôts lacustres (voir ci-dessous).

Il est difficile d'évaluer la part de cellulose de plancton qui entre directement dans les sédiments. La décomposition de la cellulose s'effectue toutefois beaucoup plus lentement que celle des substances solubles dans l'eau et des protéines. Dans les océans, 1% à peu près des sédiments est formé de cellulose dont l'origine ne peut être que planctonique. Du moment que les conditions de décomposition sont bien plus favorables dans la mer que dans les lacs, il est certain qu'une partie considérable de la cellulose planctonique dans les lacs est encore intacte en arrivant au fond. Ceci explique le pourcentage assez important de cellulose que l'on rencontre dans de nombreux sédiments au fonds des lacs où l'accumulation a lieu dans des conditions favorables. Malheureusement, tant la cellulose que l'hémicellulose dont il est parlé dans la littérature traitant des problèmes de la décomposition et de la sédimentation organique, sont des aggrégats chimiquement mal définis de poly-saccharides résultant d'une méthode analytique donnée (Jermyn, 1955). Or, comme des méthodes analytiques différentes donnent comme résultat des produits terminaux entièrement differents, il peut n'être pas possible de comparer des données obtenues par des méthodes dissemblables.

Les hémicelluloses

Les hémicelluloses que l'on trouve dans le plancton en décomposition, se décomposent plus facilement que la cellulose qu'on y trouve. Ces hydrates de carbone polymérisés s'hydrolysent facilement en libérant de la mannose, de la galactose, de l'arabinose et de la xylose. Les hémicellulases sont communes dans un certain nombre de mycètes et de bactéries, la plupart d'entre eux n'étant pas spécifiques mais produisant aussi de la cellulase (Whemer et Hadders, 1933). Les phycomycètes semblent être spécifiques en ce sens qu'ils n'attaquent que les hémicelluloses. L'on sait que plusieurs anaérobies hydrolysent les hémicelluloses dans certaines conditions appropriées: il en sera encore question. Il est difficile d'évaluer en quelle mesure les hémicelluloses planctoniques constituent un matériau d'origine pour les dépôts au fond des lacs.

Les pectines

Les rapports chimiques et physico-chimiques entre la cellulose, les "hémicelluloses" et les "pectines" dans les membranes des plantes étant encore en majeure partie inconnues, il serait difficile de fonder des raisonnements spéculatifs sur la succession des phases de désagrégation des parois des cellules du plancton végétal. Là où la production de plancton est forte et où les maxi-

mums quantitatifs du plancton donnent lieu à une pluie ininterrompue de débris, il semble probable que des hémicelluloses se déposent sur les fonds des lacs ensemble avec des celluloses plus résistantes.

La nomenclature chimique du groupe des pectines est complexe et se base en partie sur le dégré d'estérisation des chaines à acide polygalacturonique qui constituent la molécule de la pectine pure. L'acide est méthoxylé en partie ou en entier. Il ne semble pas se présenter de la pectine pure isolée dans les substances organiques car on la trouve toujours accompagnée de compositions d'arabinose et de galactose.

Actuellement on considère la pectine comme un produit de décomposition de la protopectine que l'on rencontre dans les tissus en croissance(Henglein, 1955; Wirth, 1946). Les enzymes qui détruisent les molécules du groupe pectine sont la pectase et la pectinase et sont produits par un certain nombre de mycètes et de bactéries (Wehmer et Hadders, l. c.; Rippel, 1939). Malgré cela, les pectines ne sont apparament pas complètement hydrolysées dans les lacs et il y a une possibilité très nette que ce sont seulement les arabanes et les galactanes qui les accompagnent qui se décomposent dans l'eau tandis que les chaînes d'acide galacturonique demeurent intactes. Nous reviendrons encore sur ce problème.

La chitine

La chitine, polymère insoluble et non-mélangé de l'acétyl-glucosamine, a été trouvée dans un certain nombre d'algues et de mycètes et elle est particulièrement abondante dans les crustacés et dans les insectes (Tracey, 1955). Quoique sa présence ait été signalée dans des bactéries (Viehover, 1912) des observations ultérieures n'ont pas confirmé cette constatation. Divers investigateurs ont signalé la production de chitinase par des bactéries et des mycètes (Jensen, 1931; Rippel, 1939; Benecke, 1905) et un enzyme très actif peut être préparé à partir du Lycoperdon giganteum (Tracey, 1955). N'empêche que l'hydrolyse de la chitine par des organismes dans l'eau des lacs est lente, si tant est qu'elle se produit du tout, et l'examen microscopique de la plupart des sédiments des fonds lacustres révèle l'existence, parfois même en des quantités considérables, de parties chitineuses de crustacés, d'insectes et de plancton. Il se peut que cette chitine représente un pourcentage relativement important de la quantité totale d'azote d'origine planctonique qui entre dans le sédiment lacustre.

La lignine

La lignine, ele, est extrêmement résistante à l'action chimique et à celle des enzymes. Elle est considérée comme un polymère, insoluble dans l'eau ou dans les solvants organiques, avec un spectre ultraviolet caractéristique et contenant 59 à 67% de

carbone. Sous l'effet d'une oxydation adéquate, elle donne 25% d'aldéhydes aromatiques et contient des quantités variables de méthoxyle. Elle est insoluble ou presque dans l'acide sulfurique concentré et réagit sur le bisulfite et sur l'acide thioglycolique.

Dans la littérature actuellement disponible au sujet de la présence de lignine dans le plancton végétal ou dans les sédiments, dans un entourage marin ou d'eau douce, le terme de "lignine" désigne un certain nombre de substances apparentées, caractériséespar des groupes méthoxyliques, ce qui les différencie des hydrates de carbone. La lignine peut s'oxyder mais non pas s'hydrolyser et elle est soluble dans les sulfites alcalins et acides. Cette solubilité se retrouve cependant aussi chez les hydrates de carbone, à des températures élevées. La forte résistance de la lignine à la décomposition amène son enrichissement lors de la décomposition même si la substance vivante primitive avait, comme le plancton, une teneur relativement faible en lignine. Il a été signalé que la matière organique dans le macroplancton de certains lacs du Wisconsin en contient de 8, 24 à 14, 51%; que la teneur dans le nannoplancton est de 3, 05 à 7, 75% (Steiner et Meloche, 1935). Des valeurs plus faibles furent obtenues par le plancton marin qui contenait 5% (phytoplancton) et 3% (zooplancton) de composés non-azotés insolubles par les acides (Waksman e. a., 1933). L'attaque enzymatique de la lignine par les bactéries est très lente et il y a lieu de se demander si cette attaque existe même dans l'eau lacustre; aussi est-ce normal que les sédiments des lacs s'enrichissent de lignine planctonique (Zobell et Stadler, 1940; Steiner et Meloche, 1935; Benade, 1954). Il est probable que cette lignine se dépose sous forme d'humus que l'on croit posséder un "noyau" consistant en un composé de lignine-protéine (Waksman et Iyer, 1932, a, et b, 1933, a et b).

Substances susceptibles d'extraction à l'alcool benzoïque

Lorsque le plancton est traité par un mélange de benzene et d'alcool, il s'en extrait des huiles, des graisses, des pigments, des composés organiques du soufre, du soufre, des paraffines, des résines, des pigments et des alcaloïdes. Bien que les données disponibles soient peu nombreuses (Waksman, Carey et Reuszer, 1933; Trask, 1932; Brandt, 1898), il existe une différence marquée de composition entre le plancton végétal et animal. Dans ce dernier, les huiles et les graisses sont beaucoup plus importantes que dans le premier. Les chiffres moyens sont de 10% pour le zooplancton et 2% pour le phytoplancton. Ensemble avec les protéines, les graisses du plancton constituent d'importants matériaux d'origine pour le sapropel (Potonié, 1908). Les paraffines, les résines et les pigments sont plus abondants dans le phytoplancton (9%) que dans le zooplancton (5%). Toutes ces substances sont résistantes à la décomposition et leur abondance relative augmente donc à mesure que les substances moins résistantes

s'hydrolysent et diminuent de quantité au cours de la décomposition. Parmi ce groupe dans son ensemble, ce sont les graisses qui offrent le moindre résistance à l'attaque d'un certain nombre de micro-organismes. Certains mycètes et certaines bactéries décomposent les graisses en glycérine et en acides gras par le moyen de lipases, l'oxydation changeant plus avant les acides gras. Les paraffines et les résines offrent considérablement plus de résistance. Bien que les paraffines peuvent être hydrolysées par des micro-organismes, il est douteux que ce processus ait de l'importance dans l'eau des lacs (Tausson, 1928). La forte résistance des paraffines et des résines, non seulement dans l'eau des lacs mais aussi dans les sédiments mêmes (voir plus loin) explique l'importance du plancton comme source principale de ces substances dans les sédiments de fond des lacs; à longue échéance, toutefois, les paraffines et résines sont sujettes à polymérisation et à oxydation. Potonié (1908) ne tient pas compte des organismes aquatiques comme matériau d'origine de résines entrant dans le sapropel. On trouve souvent des pigments dans les sédiments lacustres spécialement dans la "gyttja", dont les extraits peuvent à l'occasion prendre une couleur vert-olive (Potonié et Benade, 1936; Benade et Potonié, 1933). La plupart des pigments, cependant, la chlorophylle en particulier, sont prompts à se décomposer dans les milieux aérobies mais quelques uns des produits intermédiaires de la décomposition semblent rester intacts si les circonstances sont favorables. Selon Fox, Updegraff et Novelli (1944), les xanthophylles sont peut-être sujettes à une auto-oxydation plus considérable que les carotines, dans un milieu aérobie puisque les carotines sont plus abondantes que les xanthophylles dans un entourage marin. D'autres explications plausibles ont également été mises en avant.

La silice

Les restes organiques siliceux des diatomées sont fréquemment une source importante de la silice trouvée dans les sédiments lacustres (Lundqvist et Thomasson, 1924). Trente pourcent ou plus du poids sec de ces organismes peut consister en silicates (exprimés en SiO_2) déposés dans les membranes des cellules. Ces silicates sont très résistants à la décomposition de sorte que, dans la plupart des cas, le squelette de la cellule demeure intact après la mort de l'organisme et se dépose comme débris de plancton pour être incorporé dans le sédiment de fond (Conger, 1939). Comme microfossiles, les restes de diatomées dans les sédiments sont susceptibles de fournir une aide importante à l'étude des dépôts et de l'histoire du lac. Le limon à diatomées (Diatoméocker) peut venir à se former en de si vastes dépôts qu'il devient caractéristique du sédiment et aboutit à son exploitation commerciale comme source de "terre à diatomées" (Conger, 1939; Lundqvist et Thomasson, 1924; Kraemer et Spilker, 1899; Caspari, 1910). L'abondance des diatomées dans le plancton lacustre ne se reflète pas toujours dans la présence de squelettes

de diatomées dans le sédiment des parties les plus profondes des lacs (Forel, 1902; Wesenberg-Lund, 1906.

Les éponges d'eau douce, bien qu'en général moins importantes, du point de vue quantitatif, que les diatomées, doivent être également mentionnées comme source de silice organogène dans les sédiments lacustres; les spicules de ces organismes sont souvent des éléments intégrants des dépôts (Lundqvist, 1924 b; Kleerekoper et Grenier, 1952).

Substances organiques dissous ou en suspension

Outre les composés chimiques plus ou moins bien définis que l'on trouve dans le plancton en décomposition et dont il a été question jusqu'ici, il s'y trouve des substances et des agrégats organiques dissous ou en suspension, souvent de nature colloïdale, qui ne sont pas hydrolysées mais qui peuvent être précipités par des procédés physico-chimiques ou biologiques. A cette catégorie de substances appartiennent des dérivés d'humus macromoléculaires qui, dans les eaux lacustres acides, en particulier, peuvent jouer un rôle important dans la formation des sédiments. Ces substances sont souvent d'origine allochtone et sont amenés dans les lacs par des affluents qui coulent par des lits de formation tourbeuse et forestière (Aschan, 1906, 1907). Adsorbés à des substances de cette nature peuvent se trouver des composés d'origine planctonique comprenant quelques produits de minéralisation du plancton. En l'absence de fer, de calcium ou de magnésium ou lorsque ces ions ne se trouvent dans l'eau qu'en de petites quantités, des substances d'humus demeurent en solution dans l'eau lacustre, probablement sous une forme colloïdale souvent appelée "Humussols" (Aschan, 1907). De petites quantités de sels ferriques et aluminium formeront avec ces humussols des "humates" qui sont insolubles dans l'eau et formeront un précipité, nettement reconnaissables dans bien des sédiments au fond des lacs. Un tel précipité ne se produira pas avec du fer bivalent qui ne fait se former qu'un humate soluble. Comme ce sont souvent les conditions tendant à la réduction qui prévalent à l'hypolimne, la précipitation des humates doit être limitée aux strates oxydantes des lacs. Lorsque ces humates s'enfoncent et atteignent l'hypolimne réducteur, ils se transformeront en humates ferreux qui demeureront à l'état de suspension colloïdale de concentration croissante jusqu'à ce que quelque remou de l'eau fournit un nouvel apport d'oxygène et occasionne leur précipitation en humates ferriques. Dans beaucoup de lacs, l'hypolimne se caractérise souvent par la présence d'humates réduits qui forment une suspension gélatineuse d'aspect incolore à grisâtre. On ne sait à peu près rien du rôle que joue cette masse colloïdale dans l'adsorption des produits de décomposition originaires du plancton. L'analyse faite par Aschan des éléments des humussols recueillis dans sept rivières distinctes donna le résultat suivant: carbone 45 à 54%;

hydrogène 3, 9 à 5, 0%; azote 1, 5 à 4, 2% et oxygène 38, 8 à 47, 9%. La teneur en phosphore de ces colloïdes d'humus est remarquablement élévée: 0, 15 à 0, 41% sous forme de P_2O_5.

L'état physique des humates a été étudié en une certaine mesure par divers auteurs (Odén, 1914, 1919; Lundqvist, 1924; Fuchs et Horn, 1930; Ohle, 1933; Naumann, 1922; Deevey, 1954). Les observations faites jusqu'ici semblent indiquer que les colloïdes d'humus dans l'eau des lacs jouent le rôle d'adsorbants tant de cathions que d'anions et un auteur signale que des combinaisons chimiques actives sont formées dans l'eau entre ces colloïdes et les ions (Deevey, 1954). Puisque ces ensembles colloïdaux peuvent souvant être et sont souvant précipités comme humates, il y a lieu de les considérer comme des matériaux d'origine importants pour les sédiments au fond des lacs. Combinés avec du fer, ils peuvent être à l'origine de la formation de "minéral de fer" dans les sédiments lacustres des régions riches en fer et en tourbe (Naumann, 1922).

Les substances inorganiques à l'état de solution comme matériaux d'origine des sédiments des fonds des lacs

Les carbonates

Parmi ces substances, les carbonates occupent la première place. Les carbonates d'origine biogénique, précipités par le phytoplancton au cours de la photosynthèse, sont fréquemment des éléments importants dans les sédiments des fonds des lacs, surtout dans les lacs peu profonds (Kolkwitz et Kolbe, 1923; Brönstedt et Wesenberg-Lund, 1911, 1912). Dans des conditions favorables, de très grandes quantités de carbonates peuvent être précipitées par le plancton (Minder, 1923). Les bactéries peuvent, elles aussi, jouer un rôle dans ce processus. Bien que la précipitation soit un processus exclusivement chimique, les incrustations de carbonates embrassant des phytoplanctères, peut souvent mener au dépôt d'organismes entiers (Brehm, 1930). Il faut distinguer les précipitations de carbonates biogéniques des précipitations non-biogéniques, chimiques et physiques que l'on rencontre le plus souvent dans les zones littorales des lacs d'eau dure (Lenz, 1924). Les bicarbonates en solution dans des eaux souterraines de basse température et de forte teneur en CO_2 peuvent se précipiter lorsque la température s'élève à la suite d'un mélange avec de l'eau lacustre plus chaude et lorsque l'équilibre bioxyde de carbone-bicarbonate s'en trouve affecté (Collet, 1925; Delebeque, 1898).

La "décalcification" de l'eau superficielle des lacs par la précipitation biogénique durant les périodes d'activité photosynthétique très prononcée, peut prendre des proportions gigantesques et contribuer à la formation de "boue de carbonate" (Minder,1923;

Wesenberg-Lund, 1912; Brönstedt et Wesenberg-Lund, 1911). Les crystaux de carbonate peuvent se précipiter séparément ou englobés dans des mucilages d'algues ainsi que cela a été constaté dans la Pandorina morum (Minder, 1923). Du moment que le dépôt biogénique de carbonate dépend de la photosynthèse, son intensité reflète les aspects de la productivité biologique dans les lacs; la présence de ces carbonates dans les sédiments lacustres peut constituer un historique des conditions qui, dans le passé, ont successivement prévalu dans l'existence d'un lac (Nipkov, 1920; Minder, 1923; Lenz, 1924; Gams, 1924; Wilson, 1938; Klähn, 1923; Kolkwitz et Kolbe, 1923; Hummel, 1923; Whittaker, 1918).

La précipitation biogénique du carbonate ne se produit pas dans toutes les eaux lacustres mais dépend du pH et du système de CO_2 - bicarbonate. Comme le CO_2 en solution dans l'eau lacustre augmente souvent avec la profondeur à cause des processus respiratoires et d'oxydation, le carbonate précipité dans la zone pélagique d'un lac eutrophique se transformera souvent, à ces plus grandes profondeurs, en du bicarbonate soluble. C'est une des raisons principales pour lesquelles les carbonates dans les sédiments des fonds se rencontre le plus souvent dans les lacs peu profonds ou bien dans les cuvettes peu profondes des grands lacs profonds (Jentzsch, 1902; Hummel, 1923; Ohle, 1933). Dans les eaux lacustres riches en substances d'humus, la précipitation biogénique de carbonate peut amener la formation de substances colloïdales, combinant le calcium et l'humus, qui demeurent en suspension (Klähn, 1925; Lundqvist, 1924 a) raison pour laquelle elles ne contribuent pas à la formation des sédiments au fond des lacs.

Les bicarbonates dans l'eau sont aussi, indirectement, des matériaux d'origine des sédiments en raison de l'action physiologique des mollusques qui peuplent les fonds des lacs. Ces animaux retirent parfoi de l'eau pour la formation de leurs coquilles d'enormes quantités de carbonate de calcium, carbonate qui, plus tard, s'incorpore dans les sédiments, après la mort de l'organisme. Quand les conditions sont favorables à cela, ce processus peut former des dépôts calcaires caractéristiques.

Quel que soit le processus par lequel se produit la décalcification de l'eau (Brönstedt et Wesenberg-Lund, 1911, 1912; Minder, 1923), la présence du carbonate de calcium parmi les matériaux d'origine des sédiments est de la plus grande importance quant au sort des débris organiques et quant à la diagénèse des matériaux d'origine.

Le fer

Dans les lacs de formation harmonieuse, le fer dissous ne se rencontre normalement pas en quantités appréciables dans l'eau des lacs, bien que ces concentrations peuvent devenir considéra-

bles dans l'hypolimne exempt d'oxygène d'un lac stratifié ou couvert de glace. Dans de telles conditions il peut se présenter comme bicarbonate ou bien, en combinaison avec des substances organiques, en une solution véritable ou en suspension colloïdale. Les composés ferreux s'oxydant facilement, il se forme des sels ferriques et des composés ferriques d'humus aussitôt qu'il vient de l'oxygène à disposition; à l'acidité des eaux des lacs de formation harmonieuse, la précipitation des composés ferreux se produit.

En plus de cette précipitation chimique du fer, une précipitation biogénique peut se produire par le fait de nombreux micro-organismes tels que les protozoaires, les algues et les bactéries cités dans la littérature sous le nom d'organismes ferrugineux. La précipitation se produit fréquemment dans le mucilage englobant les organismes ou bien dans la membrane cellulaire elle-même. Bien que l'on sache que, dans la nature, les protozoaires et les algues causent la précipitation du fer trivalent, les bactéries sont la source biogénique beaucoup la plus importante du fer dans les sédiments des fonds lacustres (Winogradsky, 1928; Molisch, 1910; Naumann, 1919; Perfiliew, 1923, 1927, 1929; Cholodny, 1929). Les composés tant inorganiques qu'organiques du fer peuvent être utilisés par ces bactéries "ferrugineuses". L'hydroxyde ferrique est fréquemment déposé par les algues bleu-vertes qui peuvent s'entourer d'une matrice de cet oxyde. On trouve souvent, dans les sédiments des fonds des lacs, de pareilles masses contenant encore des restes de cellules (Naumann, 1919, 1921a, 1921 b, 1922, 1928a, b, 1929a, b, 1930a, b, 1932).

Les quantités de composés du fer qui se trouvent précipitées par des actions biologiques peuvent sembler insignifiantes en comparaison de celles que déposent les processus non-biologiques. Les sels ferreux demeurés en solution dans les eaux souterraines exemptes d'oxygène, se précipiteront sous forme d'hydroxyde ferrique en entrant dans l'eau lacustre qui charrie de l'oxygène. Un phénomène similaire se produit périodiquement dans les lacs stratifiés durant les déversements d'automne et de printemps, lorsque l'oxygène entraîné jusqu'à l'hypolimne anaérobie y oxyde les sels ferreux et les précipite sous forme d'hydroxyde ferrique ou de sels ferriques. Parmi ceux-ci, le phosphate ferrique est le plus important du point de vue limnologique et, par ce processus, beaucoup de phosphore trouvé dans les sédiments lacustres a été déposé, souvent définitivement immobilisé. Souvent, le fer bivalent forme aussi du sulfure de fer lorsqu'il se combine avec le H_2S qui s'est formé durant la décomposition anérobie de matières organiques ou bien durant la réduction des sulfates par les bactéries à soufre. D'autres aspects de ces processus de précipitation seront discutés ailleurs dans cet exposé.

Le manganèse

Dans certaines régions, du manganèse peut se présenter en des quantités appréciables dans les eaux souterraines en général ensemble avec du fer. Les lacs qui contiennent du manganèse peuvent accumuler cet élément dans leur sédiment par des processus en grande partie identiques à ceux qui affectent le fer. Le manganèse est aussi oxydé par les bactéries spécialisées qui utilisent l'énergie fournie pour réaliser leur métabolisme. Des dépôts de manganèse d'une importance considérable peuvent se former par ce processus là où cet élément est amené en quantités suffisantes et où les conditions de croissance des bactéries sont favorables (Naumann, 1921a).

D'autres éléments qui peuvent se trouver dans l'eau y jouent un rôle moins important comme matériaux d'origine des sédiments lacustres. Il est évident que beaucoup d'éléments incorporés dans des détritus organiques non-minéralisés se retrouveront dans les dépôts sur les fonds. D'autres éléments seront introduits dans les sédiments sous la forme de matières allochtones amenées par les vents, par les affluents et par les agents d'érosion des rives. Parmi ceux-ci, il y en a d'un intérêt particulier parce que chimiquement inertes ou bien extrêmement résistants à la décomposition et parce qu'ils constituent les témoins des événements dans l'histoire des lacs, du climat, de la phytogéographie ou de la géologie. Des grains de sable de silices inertes peuvent fournir des renseignements de valeur au géologue sédimentalogue; des grains de pollen d'une sporo-pollénine très résistante peuvent servir à l'analyse de la composition et de l'abondance relative de certaines espèces de plantes dans la région en question et aider ainsi à déterminer l'âge de la strate dans laquelle ils ont été trouvés, ainsi que la nature du climat qui prévalait à cette époque.

Chapitre IV

LA TENEUR EN EAU

Après le drainage, les sédiments des fonds des lacs retiennent une certaine quantité d'eau qui ne peut s'éliminer que par chauffage et (ou) par une diminution de l'humidité environnante. Selon la température et la pression vapeur partielle durant le processus de dessiccation, une partie ou bien toute l'eau qu'avait retenue le sédiment peut en être éliminée. Du moment que cette eau est retenue dans les sédiments par des forces physiques et chimiques, la teneur en eau d'un sédiment particulier est caractéristique de sa constitution physique et chimique générale et peut donc présenter de l'intérêt pour l'étude des aspects limnologiques des sédiments des fonds lacustres en général.

L'eau physiquement retenue se trouve tout d'abord retenue par l'adsorption produite par des forces superficielles très considérables qui ont pour effet de faire adhérer de minces pellicules d'eau aux graines de matière minérale. L'épaisseur de ces pellicules dépend d'un certain nombre de facteurs physico-chimiques tels que la nature des éléments affleurant à la surface du grain et l'ordonnance des atomes de ces éléments. En outre, la température de l'eau, sa pression et la concentration des substances dissoutes dans l'eau libre environnant les grains sont toutes déterminatives de l'épaisseur de la pellicule d'eau que les forces superficielles retiennent sur les grains de minéraux dans les sédiments (Sudgen, 1950).

Les sédiments des fonds lacustres étant en général compacts, on y trouve rarement des cavités suffisamment grandes pour retenir de l'eau d'occlusion, sauf lorsque de grossiers débris sont en voie de déposition comme cela arrive dans les zones littorales des lacs à haute végétation aquatique. Les espaces capillaires, par contre, sont toujours présents; leur volume et leur capacité de rétention d'eau dépendent de la constitution physique du sédiment, en particulier des dimensions et de la distribution des particules du sédiment. Ainsi les sédiments qui présentent la composition la plus fine, mécaniquement parlant, sont susceptibles de retenir les plus grandes quantités d'eau capillaire et d'eau retenue par les forces superficielles mentionnées ci-dessus. C'est pourquoi les sédiments argileux ont une teneur en eau beaucoup plus forte que les dépôts sableux (Brujewicz, 1945).

C'est à des forces chimiques et physico-chimiques qu'est due la rétention de l'eau dite d'hydration et de l'eau de constitution. L'eau d'hydration est retenue par les forces colloïdales de substances organiques telles que les acides huminaux, les humines, la lignine et la cellulose à l'intérieur desquelles elle demeure dans les espaces intra- et intermicellaires. L'eau de constitution fait partie de la constitution moléculaire des substances organiques et inorganiques et n'en peut donc être libérée que par décomposition thermique. D'autres eaux, telles que celle retenue dans les cellules des plantes, jouent un rôle subalterne dans les sédiments typiques des fonds lacustres, mais elles peuvent avoir leur importance dans les lacs marécageux où de la tourbe est en voie de formation.

Du bref exposé qui précède, il ressort clairement que la teneur en eau des divers sédiments des fonds lacustres ne constitue pas en elle-même une valeur pouvant servir à caractériser, du moment les facteurs qui jouent un rôle dans la rétention de l'eau peuvent être de nature extrêmement variée dans des sédiments de constituion physique et chimique différente. Dans les sédiments spécifiquement minérogènes des lacs oligotrophiques, la teneur en eau est déterminée en tout premier lieu par des forces physiques telles que l'adsorption superficielle et de la capillarité, tandis que, dans les sédiments organogènes des lacs eutrophiques c'est l'eau colloïdale et de constitution qui joue un rôle primordial dans la détermination de la teneur en eau. Dans de nombreux lacs, ce sont les sédiments minéro-organiques qui prédominent; leur teneur en eau dépend en une grande mesure de la proportion entre les éléments constituants minéraux et organiques et de la nature chimique de ces derniers.

Du point de vue limnologique, il est particulièrement intéressant que, dans les substances organiques, la teneur en eau diminue à mesure que la décomposition progresse, phénomène qui, dans les dépôts lacustres s'accompagne en général d'une décroissance absolue de la teneur en carbone organique et d'une augmentation relative de la teneur en lignine et en matières d'humus. Dans ces substances organiques, l'eau est retenue comme eau colloïdale ou d'hydratation. A la condition que les matériaux d'origine de leurs sédiments n'ont changé ni de composition ni d'abondance relative, l'on peut s'attendre à ce que la teneur en eau des couches sédimentaires d'âge différent (c'est-à-dire: de profondeur différente) varie en proportion, les couches les plus anciennes fournissant les valeurs les plus basses. Mais, comme les facteurs d'entourage exerçant leur effet sur la composition des matériaux d'origine à l'époque de la sédimentation, sont sujets à de multiples modifications, la réalisation de la condition susdite sera plutôt l'exception que la règle. Dans certains lacs, cependant, les conditions de productivité organique et d'admixtion avec des matériaux allochtones sont restées constantes pendant de longues périodes de sorte que les différences entre les caractéristiques des différentes couches sédimentaires doivent être

attribuées à des processus de décomposition et de vieillissement. Dans de tels cas on peut s'attendre à une teneur en eau décroissant en proportion de la profondeur de la couche. Dans tous les lacs où les débris organiques se sont déposés, on peut observer une dimunition de la teneur en eau dans la couche de quelques centimètres d'épaisseur qui se trouve à la surface des sédiments (Hummel, 1923).

Les acides huminaux et les humines retiennent de très fortes quantités d'eau colloïdale, en proportion de leur poids sec. Là où les conditions mènent à l'accumulation de grandes quantités de ces substances, ainsi que cela se rencontre dans les lacs marécageux ou dans ceux qu'entourent des régions boisées, les sédiments sont souvent de nature colloïdale avec une teneur en eau atteignant souvent 95% ou même davantage (Twenhofel e. a., 1944).

Au tableau W 1, la teneur en eau des carottes de 20 lacs est representée par lac et par profondeur en pourcent de poids mouillé. Les valeurs se rapportent à la perte de poids des échantillons frais mouillés lorsqu'ils on été complètement desséchés après élimination de l'eau excédentaire. Les valeurs varient entre 20 et 98%. Le tableau W 2 et la fig. 2 en indiquent la distribu-

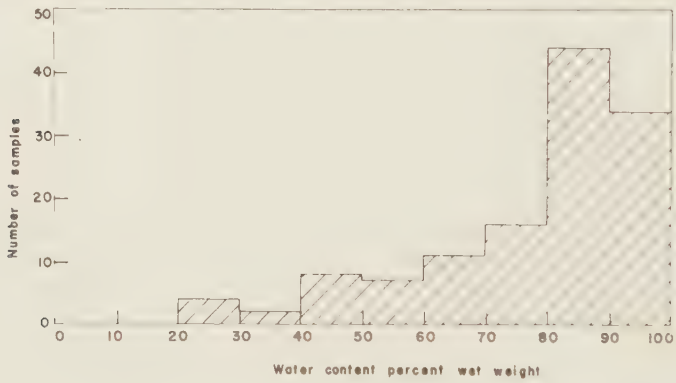


Figure 2. La distribution de fréquence de la teneur en eau basée sur le poids humides et sédiments de fond des lacs de l'Ontario méridional

tion de fréquence en groupant les données en catégories à 10% d'intervalle. La distribution trahit nettement une pointe dans la catégorie entre 80 et 100%, qui représente 61, 9% du nombre total des échantillons (126). La repartition par lacs de données similaires, portée au tableau W 1, indique que les données d'un carotte identique sont en général de peu d'étendue.

Le tableau W 3 fournit des renseignements sur la teneur en eau des échantillons de 18 lacs en pourcent de poids séché à l'air. Les échantillons ayant servi pour ce tableau furent laissés

à sécher à l'air avant d'être complètement desséchés. La distribution de fréquence de ces données est montrée par la figure 3 qui représente un total de 131 échantillons.

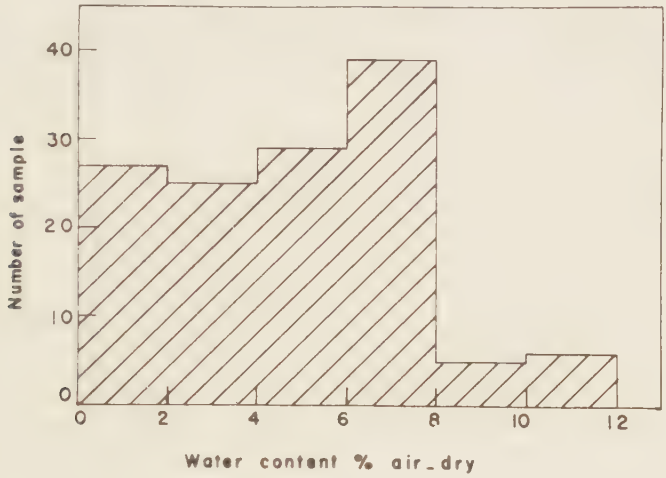


Figure 3. La distribution de fréquence de la teneur en eau basée sur le poids sec des sédiments de fond des lacs de l'Ontario méridional

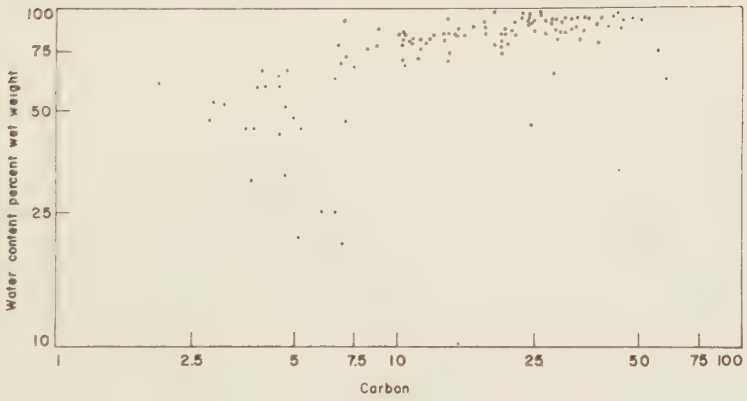


Figure 4. La relation entre la teneur totale en carbone et la teneur en eau (poids humide).

Vu qu'en général la matière organique ne possède une capacité de rétention d'eau plus grande que la matière inorganique non-colloïdale, on pourrait s'attendre à ce qu'il existât un rapport entre la teneur en eau de ces échantillons de fonds lacustres et leur teneur en carbone organiqué. Dans la fig. 4 les données relatives à la teneur en eau sur la base du poids mouillé sont disposées en regard des données correspondantes pour le carbone en pour-cent de poids sec. La fig. 5 indique les données sur la teneur en eau sur la base du poids séché à l'air en regard du carbone.

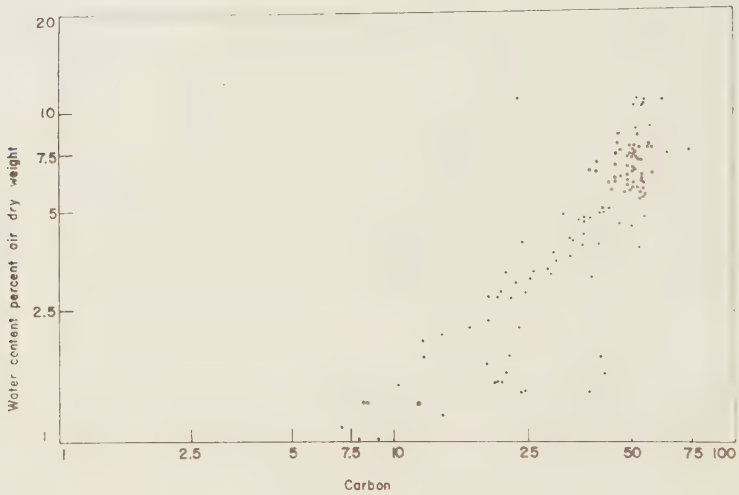


Figure 5. La relation entre la teneur totale en carbone et la teneur en eau (poids sec)

Dans les deux graphiques un rapport entre la teneur en carbone et la teneur en eau saute aux yeux, mais ce rapport est plus accusé entre la teneur en eau après séchage à l'air et la teneur en carbone qu'entre celle-ci et la teneur en eau sur la base du poids mouillé. Il y a donc lieu de tirer de ces graphiques la conclusion que rétention d'eau dans le sédiment séché à l'air dépend davantage de sa teneur en matière organique que la rétention d'eau primitive dans du sédiment frais, mouillé. Il est probable que cette rétention d'eau primitive dans du sédiment mouillé subit davantage l'effet des caractéristiques mécaniques du sédiment que la capacité de rétention d'eau de la matière séchée à l'air. On peut s'attendre à ce que, dans ce dernier stade, l'eau colloïdale retenue par la matière organique gagne en importance.

Il est intéressant de faire des conjectures quant à la nature de la matière organique qui détermine la capacité de rétention d'eau

des sédiments des fonds lacustres. Des substances d'humus telles que les acides huminaux retiennent l'eau colloïdale en des proportions considérables (Odén, 1919) mais le degré d'hydratation de ces substances dépend pour beaucoup du pH du médium. Plus celui-ci est faible, plus l'hydratation est forte. Dans la fig. 6, la teneur en eau d'échantillons de sédiment frais est exposée en regard de la teneur en humine de ces mêmes échantillons en pourcent de poids sec. Les données correspondantes se trouvent dans

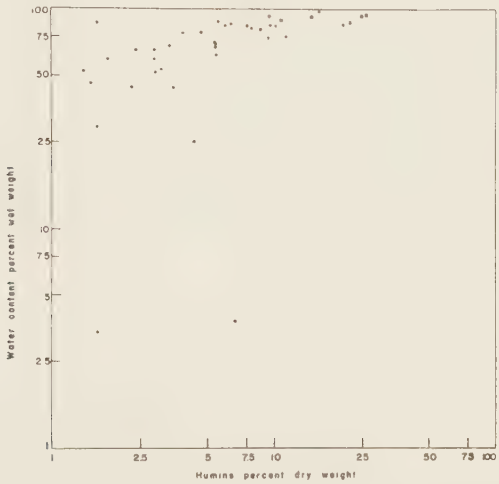


Figure 6. La relation entre la teneur en eau et les substances à humine

la table W 4, révélant un rapport entre les deux caractéristiques des sédiments. Du moment que le degré d'hydratation des substances huminales dépend du pH, ainsi que cela à été mentionné ci-dessus, on pouvait s'attendre à la distribution des données dans le graphique. D'autre part, il a été mis en avant que la teneur en calcium du sédiment affecte sa capacité de rétention d'eau surtout par rapport au poids séché à l'air. Cette hypethèse a été vérifiée de la façon que montre la fig. 7. La courbe inférieure est celle des données sur la teneur en eau exprimé en pourcent de poids séché à l'air; la courbe supérieure est celle des données basées sur le poids mouillé. Le rapport entre la teneur en calcium et la teneur en eau basée sur le séchage à l'air est très net mais d'une complexité considérable. La teneur en eau décroît lorsque la teneur en calcium augmente, ainsi qu'on peut s'attendre si le calcium agit sur l'état colloïdal de la matière organique, soit par l'augmentation du pH du sédiment, soit par des processus d'adsorption. L'effet de la teneur en calcium est particulièrement prononcé lorsque sa valeur dépasse 15 ou 16% du poids sec.

Il n'y a pas d'effet visible de la teneur en calcium quand la te-

neur en eau a été déterminée sur la base du poids mouillé. Ceci

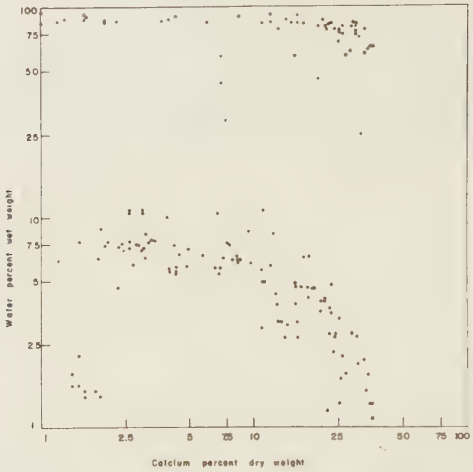


Figure 7. La relation entre la teneur en eau et la teneur en calcium

concorde avec les observations faites concernant le rapport entre la teneur en carbone et la teneur en eau pour ces échantillons. La majeure partie primitivement perdue par les sédiments frais mouillés, n'est apparemment pas retenue par la matière organique et l'effet démontrable du calcium doit donc être présumé très petit ou inexistant.

Rapport entre la teneur en eau et la profondeur

Entre la profondeur du sédiment au-dessous du fond du lac et sa teneur en eau il pourrait y avoir un rapport découlant de la différence d'âge entre les diverses couches. Les sédiments formés de matériaux d'origine similaires et subissant des conditions d'entourage similaires devraient en principe révéler une teneur en eau inversément proportionnelle à leur âge, ainsi qu'il a été relevé ci-dessus. Des analyses chimiques, physiques et biologiques des couches sédimentaires décèlent que la compostion des matériaux d'origine tout comme les conditions déterminantes de leur diagenèse demeurent rarement constantes durant des périodes prolongées. Il ne faut donc pas s'attendre à ce que les teneurs moyennes en eau des différentes couches sédimentaires prises dans un grand nombre de lacs soient toujours en quelque rapport avec les différentes profondeurs des échantillons pris dans les carottes. Ceci est exposé au tableau W 5. Dans ce tableau, la teneur moyenne en eau des échantillons séchés à l'air (I) et des

échantillons frais, mouillés (II) sont exposés en regard de la profondeur des échantillons dans les carottes à des intervalles de 50 cms. Le nombre des échantillons pour chaque profondeur est placé entre crochets. Les échantillons séchés à l'air manifestent une teneur en eau qui va croissant jusqu'à une profondeur de 50 cm en partant de la surface. La capacité de rétention d'eau des échantillons séchés à l'air augmente en proportion de l'abondance relative dans le sédiment des substances huminales, dont la concentration augmente avec l'âge (c'est-à-dire la profondeur) et le degré de décomposition. La teneur moyenne en humine de la strate superficielle des sédiments susdits est de 9, 7%, tandisqu'à 50 cms de profondeur, cette concentration a augmenté jusqu'à 12, 3%. L'accroissement de la teneur en eau entre 0 et 50 cms de profondeur doit s'expliquer par l'enrichissement relatif du sédiment en substances huminales. Entre les strates de 100 et 200 cms, la teneur en eau du sédiment séché à l'air baisse brusquement. L'on ne dispose pas de données suffisantes quant à la teneur en substances huminales dans cette zone pour permettre une étude de corrélation.

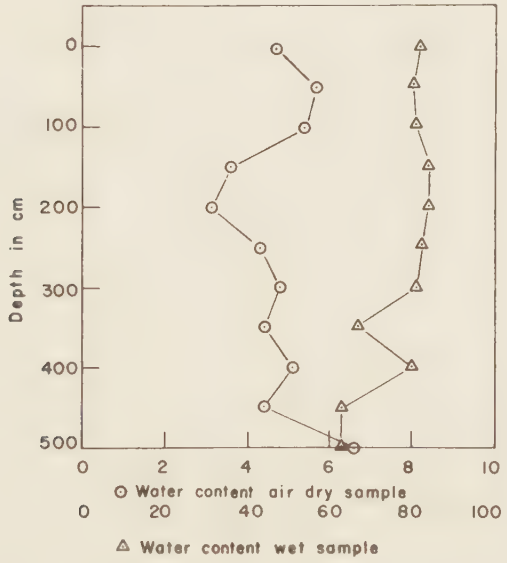


Figure 8. La teneur en moyenne en eau des sédiments par ordre de profondeur

Les données concernant les échantillons frais mouillés fournissent peu d'indications quant à un rapport avec la profondeur des échantillons pris dans les carottes. Au-dessous de 300 cms il y a une corrélation très nette entre la teneur en eau des échantillons séchés à l'air et celle des échantillons frais (fig. 8).

Il est intéressant de comparer la teneur en eau des échantil-

lons de sédiment pris dans les centimètres les plus près de la surface avec un échantilloneur Lundqvist, avec celle de la couche qui va de 0 à 50 cms de profondeur. On pourrait s'attendre à ce que la pellicule tout-à-fait supérieure du sédiment, qui consiste en du matériau fraîchement déposé, contienne davantage d'eau que la couche immédiatement au-dessous, dans laquelle les matériaux de sédimentation subissent déjà une certaine consolidation. Ceci n'est cependant le cas que dans un nombre limité des lacs auxquels a trait la présente publication. En effet, la teneur moyenne en eau des échantillons séchés à l'air pris à l'extrême surface du fond lacustre, est la même que celle de la zone de 0 à 50 cms; la teneur moyenne en eau des échantillons frais, mouillés, de la pellicule superficielle demeure jusqu'à 16% au-dessous de celle de la zone de 0 à 50 cms. L'on suppose que cette différence est due à des changements dans l'état physique du sédiment peu aprés son dépôt, changements qui affecteraient la capacité de rétention d'eau du sédiment frais mais dont l'effet serait nul sur cette capacité dans les échantillons séchés à l'air.

Table W 1. La teneur en eau en pourcentage du poids humide des sédiments de 20 lacs d'Ontario

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	numéros des lacs								
	36	37	43	44	46	50	51	52	16
0	94		84	90	78	93	93	93	
50	91	74	83	93	84	94	87	94	62
100	91	78	81	86	83	91	83	91	
150	87	80	80	84	76	90	83	91	
200	97	84	81	79	63	93	84	93	75
250	96	87	76			92		92	
300	90	86	78						
350	88	59	72						

	numéros des lacs										
	1	13	17	19	31	25	26	33	34	39	41
0	46	46	84	94	44	71	89	83		88	85
2	21										
5	42					25					
10	31										
20	32				29		85			92	
22	25										
25			70								
30		59									
35							44				
40					68						
50		69	67	98		78				86	86
100				45						95	85
125					11						
135	47										
150	20			92						94	90
170				97							79
200		62		97				70	65	93	81
220								60			
230				93							
240		59									
250				87		65	52			91	81
268				93							
280										77	
290				90							
300				93						88	
325				84							
350										97	
400						65			92	84	
440									53		
450							44			78	
470							51				

Table W 2. La répartition de la teneur en eau, en pourcentage du poids humide, de 126 échantillons des sédiments de 20 lacs d'Ontario

teneur en eau % poids humide	nombre d'échantillons	pourcentage du nombre total des échantillons
21 - 30	4	3.17
31 - 40	2	1.59
41 - 50	8	6.35
51 - 60	7	6.56
61 - 70	11	8.73
71 - 80	16	12.69
81 - 90	44	34.92
91 -100	34	26.98

Table W 3. La teneur en eau en pourcentage des sédiments sechés a l'air de 17 lacs d'Ontario

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	numéros des lacs											
	2	3	4	5	7	9	11	12	15	18	20	21
0	1.8	0.68	1.2		2.6	3.0	6.3	6.0	2.2	6.3	5.9	7.4
5	2.2											
7	1.6						7.3					
9						3.2						
12						3.2						
15	1.5										5.4	
18												7.5
20								7.3				
30	1.5								1.7		7.9	
40									2.2			8.7
50	1.5								1.0	6.4		10.2
75		0.79										
85		0.58										
98		0.79										
100									1.0	7.0		5.5
115		0.49										
150	1.6			4.7								
160				6.2								
175				6.0								
200	1.4											

	numéros des lacs				
	6	8	10	14	22
0	3.9	7.7	5.8	7.5	10.5
30		3.8			
50	5.0	7.7	7.2	8.4	8.4
62	6.7				
90					6.5
100	5.8	6.1	7.2	7.7	4.8
120	4.6				2.7
150	3.5	5.7	4.6	10.5	2.1
175					1.8
180	4.7				
200	6.5		3.1	10.6	1.3
220	4.7				
250	4.3		2.3	8.9	1.3
270	5.4				
300	6.5	4.2	2.8	7.8	1.1
350	7.4	4.9		10.8	1.5
375	10.6				4.0
380					1.8
400	7.6	3.3			
450	4.7	4.1			
500		6.6			
535		6.6			

Table W 4. La teneur en eau en pourcentage du poids humide (I) et la teneur en humines (II) dans les sédiments de 19 lacs d'Ontario

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	numéros des lacs													
	39		43		44		46		50		51		52	
	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II
0	82	8.0	86	6.4	85	9.6	81	8.7	87	22.0	84	6.2	87	1.6
0	88	5.6	84	7.6			78	4.7	93	24.7			93	12.8

	numéros des lacs													
	1		13		16		17		19		25		26	
	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II
0			46	1.5			84	10.1			71	5.4	89	10.8
5											25	4.3		
30			59	1.8										
50			69	5.5			67	5.5	98	16.4	78	3.9		
150	20	4.6												
200			62	5.5	75	11.4								
240			59	2.9										
250														
350											65	2.9	52	1.4
400					4	6.7								
450					4	1.6					65	2.4		
470													44	2.3
													51	2.9

	numéros des lacs									
	31		33		34		37		41	
	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II
0	44	3.5	83	9.6	72	9.9			85	26.4
20	29	1.6								
40	68	3.4								
50							74	9.5	86	20.5
125	11	1.0								
200			70	1.0						
220			60	0.4						
440					53	3.1				

Table W 5. La teneur moyenne en eau en pourcentage du poids des sédiments sechés à l'air (I) et de celui des sédiments humides (II) de 241 échantillons de 38 lacs d'Ontario, par ordre de profondeur des échantillons dans les carottes (le nombre des échantillons en parenthèses)

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	teneur en eau I	teneur en eau II
0	4.7 (41)	82 (37)
50	5.7 (8)	81 (20)
100	5.4 (10)	81 (17)
150	3.6 (7)	84 (16)
200	3.1 (4)	84 (19)
250	4.3 (5)	82 (16)
300	4.8 (5)	81 (10)
350	4.4 (4)	67 (7)
400	5.1 (3)	80 (5)
450	4.4 (2)	63 (3)
500	6.6 (1)	
535	6.6 (1)	

Chapitre V

LE CARBONE ET SES COMPOSES

Introduction

Dans les sédiments des fonds lacustres, le carbone peut être présent dans ses formes tant inorganiques qu'organiques. Sous forme inorganique, il se présente tout d'abord en carbonate de calcium précipité par des processus biologiques, chimiques et physiques ou incorporé dans le sédiment sous forme de coquilles de mollusques. Ensuite, le carbone inorganique se présente en quantités considérables sous forme de bioxyde de carbone produit dans la boue par la décomposition aérobie de la matière organique. En présence de CO_2, le carbonate de calcium se transforme rapidement en bicarbonate qui est soluble et qui est donc promptement éliminé du sédiment. Dans de nombreuses circonstances, la présence de CO_2 empêche la précipitation du carbonate de calcium.

Dans les sédiments lacustres non calcaires, la majeure partie du carbone est d'origine organique sous la forme de cellulose, d'hémicellulose, de substances pectiniques, de protéines, de chitine, de lignine, de substances huminales, d'acides organiques, d'hydrocarbures, de graisses, de résines, de bitumes, de méthane et d'autres restes organiques de la décomposition de matières organiques dans le lac; en outre, il y a encore des composés organiques synthétisés par des micro-organismes et des organismes benthoniques se trouvant sur place (Smith, 1954; Falke, 1939).

La matière organique qui descend au fond des lacs a subi les processus de décomposition et de désintégration qui se déroulent dans l'eau lacustre. La majorité de ces processus sont de nature biologique; ils dépendent d'un certain nombre de facteurs d'entourage et, certainement pas le moins, de la nature même de la matière organique (Waksman et Vartiovaara, 1938; Renn, 1940). Ces processus de décomposition se poursuivent sur la frontière eau-boue et dans le sédiment lui-même, mais leur nature change avec les conditions d'entourage, qui subissent en retour les effets des processus de décompomposition. Ceux-ci non seulement consomment de l'oxygène, modifient le potentiel de réduction et d'oxydation ainsi que le pH, et imposent de lourdes exigences au ravitaillement alimentant l'activité microbienne, mais ils changent aussi la nature de la matière organique et y introduisent par synthèse des substances nouvelles (Siebert et Schwartz, 1956). La décomposition bactérienne se réalise le plus facilement (1) dans

les conditions aérobies (Waksman et Carey, 1935a, b,), (2) lorsque les composés carbonés sont aisément disponibles comme source d'energie métabolique (Allgeier, Peterson et Juday, 1934; Kaila, 1949), et (3) lorsqu'il y a un apport de phosphore adéquat par le rapport à la quantité de carbone disponible (Kaila, 1949). Ces conditions se rencontrent le plus souvent à la limite boue-eau, où la matière organique arrive en un état de décomposition partielle (dans les lacs eutrophiques) et où la disponibilité en carbone et l'apport en phosphore peuvent tous deux être favorables. Cependant, la provision d'oxygène dans l'eau au-dessus de la surface de la boue peut avoir déjà été épuisée ou bien être devenue moins propice à la décomposition aérobie de sorte que le potentiel critique d'oxydation-réduction se trouvera alors plutôt dans l'hypolimne que dans le sédiment lui-même (Zobell, 1939, 1946b; Mortimer, 1941, 1942, 1949). L'apport quantitatif et qualitatif de matière organique la température et les conditions hydrographiques telles que les tourbillons et la circulation déterminent la position dans la verticale de ce niveau critique de l'oxygène nécessaire à la décomposition aérobie (Kreps, 1934; Krejci-Graf, 1936; Krumbein et Garrets, 1952; Zobell, 1939, 1946b; Allgeier, Hafford et Juday, 1941; Hutchinson e.a. 1939; Kusnetzov 1935a; Hewitt, 1936; Burrows et Cordon, 1936; Willis, 1934).

Indépendamment de la position exacte de ce niveau, il est très généralement observé que la matière organique fraîchement déposée à la surface du sédiment est soumise à la décomposition la plus rapide. Durant la phase aéro ie, le carbone organique disponible s'oxyde promptement et ses composés sont intégralement minéralisés en CO_2, en eau et en minéraux si, bien entendu, les autres conditions d'entourage sont favorables. Il en résulte un brusque affaiblissement de la teneur en carbone, aussi la teneur en carbone organique de matériaux d'origine fraîchement déposés est-elle en général considérablement plus élevée que celle du sédiment superficiel. Vu les forts besoins en oxygène de cette couche superficielle, le potentiel d'oxydation-réduction faiblit rapidement et des processus de réduction peuvent venir remplacer les réactions oxydantes (Siebert et Schwarz, 1956; Zobell, 1939). Dans les conditions d'anaérobiose ainsi créées, la décomposition se ralentit beaucoup, la flore microbienne change et la décomposition n'amène pas une minéralisation complète. Des produits de désagrégation intermédiaire à teneur en oxygène diminuée commencent à s'accumuler;les composés les plus résistants subsistent et de composés réduits du carbone tel que le CH_4 remplacent le bioxyde de carbone qui s'était formé dans des conditions aérobies. L'azote moléculaire, l'ammoniac, l'hydrogène sulfuré et d'autres produits finaux de réduction surgissent fréquemment (Benecke, 1931) tandis que les composés du fer, du soufre et autres sont réduits (Zobell, 1946 a-e; Brujevicz, 1937; Pearsall et Mortimer, 1939; Allgeier, Hafford et Juday, 1941; Shibuya e.a., 1936).

La disponibilité du carbone comme source d'énergie pour les

bactéries est un facteur sélectif d'importance capitale quant aux composés organiques destinés à demeurer dans le sédiment comme substances "résistantes". Tout d'abord, les composés carbonés les plus aisément disponibles sont décomposés de façon aérobie ou anaérobie. Dans les lacs oligotrophiques, où l'apport d'oxygène est abondant pour la décomposition de la matière organique produite, la minéralisation s'accomplit entièrement dans l'eau et il ne s'accumule point de matière organique oxydable (Kleerekoper, 1953). Dans ces conditions, il n'y a d'accumulation que des composés organiques dont le carbone ne peut être utilisé par des bactéries ou par d'autres micro-organismes. Dans les lacs de formation harmonieuse, de petites quantités seulement de ces composés seront probablement d'origine autochtone. Ils jouent cependant un rôle important dans les lacs dystrophiques ou sylvestres qui reçoivent des quantités considérables de substances huminales du bassin du lac par la voie des écoulements et des débouchés (Aschan, 1906, 1907).

Dans les lacs eutrophiques, il se dépose davantage de matière organique autochtone qu'il ne peut s'en décomposer de façon aérobie à l'aide de l'apport d'oxygène disponible pour le sédiment superficiel (Grim, 1951). Il se produit des conditions anaérobies, parfois même à quelques millimètres au-dessous de la surface de la boue ou dans l'hypolimne; à ce moment l'accumulation de la matière organique partiellement décomposée commence bien que la décomposition organique puisse se poursuivre lentement dans les conditions anaérobies (Waksman et Carey, 1935; Zobell, 1940, 1946c, d; Benecke, 1931).

Les conditions qui régissent la minéralisation de la matière organique doivent donc se refléter dans la quantité et dans la nature des composés carbonés que contient le sédiment, ainsi que dans l'abondance relative du carbone, de l'azote et du phosphore. Là où la décomposition n'est pas achevée, on voit s'accumuler des composés riches en carbone dont la proportion carbone-hydrogène ressemble à celle des hydrates de carbone (Potonié, 1908). La teneur en carbone de la matière organique partiellement décomposée dépend toutefois aussi de son origine. Là où il y a abondance de matière végétale, comme cela est le cas dans les zones littorales des lacs ou dans la totalité des marais le dépôt qui demeure présente une proportion C-H plus forte que les sédiments primairement formés par les restes de plancton mixte. Les sédiments d'origine planctonique, caractéristiques des zones pélagiques des lacs eutrophiques, sont plus riches en graisses et en protéines. Ils sont le "sapropel" typique (Wasmund, 1930a, b) qui contient de la matière carbonée facilement oxydable (Potonié, 1908; Kraemer et Spilker, 1899). Cette matière organique se métabolise lentement sous l'action des organismes anaérobies et sa teneur en carbone décroît en proportion. Ceci a comme résultat une baisse graduelle du rapport carbone-hydrogène, processus connu sous le nom de bitumination. Dans un sapropel typiquement

limnétique, il n'y a pas de forte teneur en "acides huminaux" et la consistance de la boue est souvent vaseuse et semi-liquide (Potonié, l. c.; Wasmund, 1930a, b). Les sédiments littoraux d'origine végétale ont une teneur en carbone plus forte que le sapropel d'origine pélagique mais le carbone est moins à la disposition des micro-organismes et les sédiments sont plus riches en "acides huminaux" et en résines et plus pauvres en composés azotés, spécialement en protéines.

Teneur totale en carbone organique

La nature et la quantité des matériaux d'origine, le degré de décomposition qu'ils ont atteint avant de parvenir au fond du lac ainsi que leur degré d'admixtion avec de la matière inorganique, sont donc de la plus grande importance pour déterminer non seulement la teneur en carbone mais aussi la nature et l'abondance relative des composés carbonés dans la couche de surface du sédiment. Autrement dit, la constitution chimique du sédiment non-consolidé est déterminée par le type oecologique du lac. C'est pour cette raison que, dans les lacs qui n'ont point subi les effets de la civilisation, elle résulte indirectement des conditions géologiques, morphologiques et climatologiques qui ont prévalu non seulement à l'époque du dépôt du sédiment mais aussi tout au long de la formation du lac. Une fois déposée, la matière organique sédimentaire subit des processus ultérieurs de décomposition et de diagénèse, qui amènent un changement dans sa teneur en carbone et une modification dans l'abondance relative des composés carbonés qu'elle contient.

La consommation de débris organiques, par la faune qui peuple les fonds, les vers en particulier, constitue un mode de diminution particulièrement efficace de la teneur en carbone du sédiment, puisque les composés organiques doivent servir de source d'énergie aux organismes benthoniques qui démolissent la matière organique disponible par des processus enzymatiques et libèrent du carbone sous forme de bioxyde de carbone (Jentzsch, 1902; Moore, 1931). Puisque la teneur en azote de la faune du fond est plusieurs fois plus forte que celle des sédiments des fonds des lacs, ces organismes doivent consommer des quantités très considérables de matière organique pour l'anabolisme de leur protoplasme. Là où il y a une faune de fond riche, elle doit jouer un rôle important dans la minéralisation d'une partie de la matière organique disponible. Le métabolisme microbien, dans des conditions aérobies en particulier, est encore plus important. Dans des conditions anaérobies, lorsque les organismes benthoniques ne peuvent pas se développer nombreux (Rylov, 1923, 1924; Brundin, 1951; Alsterberg, 1922), la minéralisation microbienne de la matière organique est peut-être la seule qui soit d'importance bien que devenant de moins en moins effective à mesure que pro-

gresse l'anaérobiose (Henrici et McCoy, 1938; Cooper, Murray et Kleerekoper, 1953; Zobell, 1939, 1940; Emery et Rittenberg, 1952; Siebert et Schwartz, 1956). L'on tend à croire que, dans des conditions favorables, la microflore peut même augmenter la teneur totale du sédiment en matière organique par la synthèse de matière organique au moyen de composés inorganiques donneurs d'énergie tels que ceux du fer, du manganèse, du soufre et d'autres (Zobell, 1939).

L'étendue et la proportion des changements qui surviennent dans la matière organique après son dépôt dépendent des nombreux facteurs mentionnés et d'autres, encore inconnus; la plupart d'entre eux cependant doivent être caractéristiques de la nature du sédiment et de ses conditions d'entourage, c'est-à-dire du lac dans lequel il se dépose (Stangenberg, 1938).

Il y a quelque preuve comme quoi au delà d'une certaine profondeur d'ensevelissement, les changements qui se produisent encore sont imperceptibles et que l'on en est arrivé à un état de stabilité dans la composition de la matière organique (Hutchinson et Wollack, 1940). La profondeur à laquelle une pareille stabilité se réalise doit dépendre d'un certain nombre de facteurs parmi ceux cités plus haut. Il importe de connaître cette profondeur si l'on veut se servir des caractéristiques d'une carotte du fond du lac en vue de la reconstruction de l'histoire biologique de ce lac. Une des facons d'approcher ce problème est de vérifier le changement relatif de la teneur en carbone organique selon la profondeur d'ensevelissement du sédiment. La décroissance du total du carbone organique allant de pair avec la profondeur croissante peut trahir une minéralisation en progrés, à la condition que les matériaux d'origine des couches sédimentaires ont été semblables en quantité et en composition et ont été déposées dans des conditions d'entourage comparables. Au cours des longues périodes, toutefois, qui sont nécessaires au dépôt de couches même relativement minces de sédiment au fond d'un lac, bien des changements dans l'entourage peuvent avoir eu lieu et, dans certains cas, doivent avoir eu lieu, changements qui n'ont pas seulement affecté la quantité et la nature des matériaux d'origine du sédiment mais qui ont influencé également les conditions dans lesquelles ceux-ci ont été déposés. Pour cette raison il est impossible d'établir avec certitude à l'aide seulement de la teneur totale en carbone organique si les variations de celle-ci dans les couches successives des sédiments du fond des lacs sont dues à une diagénèse ou bien à des changements dans la quantité ou la composition des matériaux d'origine et/ou dans les conditions d'entourage lors du dépôt. Cependant, durant la minéralisation de la matière organique, d'autres changements se produisent à coté de la diminution de la teneur en carbone. La teneur relative en substances plus résistantes, celles que la lignine, les acides huminaux, et les bitumes, augmente et, comme la teneur absolue en hydrogène de la matière orhanique est peu influencée durant la minéralisation, le rapport

carbone-hydrogène baisse à mesure que la décomposition progresse. Chaque fois qu'une baisse de la teneur en carbone organique est accompagnée de ces changements quantitatifs dans les substances mentionnées, l'on est fondé à interpréter ces changements dans le carbone comme étant en premier lieu le résultat de la décomposition. Mais si la teneur en carbone change sans que ni le rapport C-H ni l'abondance relative des bitumes en soit affecté, les variations de la teneur en carbone organique doivent être imputées aux variations quantitatives et qualitatives de matériau de sédimentation à l'époque de son dépôt.

Les considérations exposées dans cette introduction ont servi, avec d'autres, à l'interprétation de données sur les substances carbonées recueillies dans les sédiments lacustres de l'Ontario méridional. Ces données sont exposées ci-dessous en trois sections:

1. La distribution générale du carbone organique dans le sédiment de ces lacs;
2. Les rapports du carbone avec d'autres substances contenues dans les sédiments; et
3. La distribution du carbone par lac et par profondeur.

La distribution générale du carbone dans les sédiments des fonds lacustres de l'Ontario méridional

Les données disponibles sur la teneur en carbone organique de ces sédiments sont exposés au tableau C 1. Les chiffres indiquent la teneur en carbone en pourcent du poids sec de l'échantillon. Les lacs se reconnaissent à leurs numéros-repères; les noms des lacs se trouvent au tableau G 1 (pages 10 et 11). La distribution des fréquences des valeurs de carbone individuelles est portée aux tableaux C 2 et C 3, basés respectivement sur le poids sec total et sur le poids sec du sédiment exempt de cendres (Fig. 9). Plus de 50% des échantillons contiennent moins de 20% en carbone de leur poids sec total, tandis que 58,9% de tous les échantillons ont une teneur en carbone qui se situe entre 40 et 60% calculé sur le poids sec exempt de cendres. Lorsqu'on a calculé la teneur moyenne en carbone pour les échantillons de chaque lac et que les valeurs obtenues sont placées en catégories à 10% d'intervalle, l'on constate que les sédiments de 21 des 37 lacs étudiés ont une teneur moyenne en carbone entre 40 et 60% calculé sur le poids sec exempt de cendres (tableau C 4).

Il n'est pas sans intérêt d'enregistrer quelques unes des données recueillis dans la littérature sur la teneur en carbone des sédiments des fonds lacustres. Dans la plupart des études, il n'est fait mention que de la matière organique dans le sédiment, au lieu de citer le carbone. Et pourtant, la matière organique des sédiments des fonds lacustres contient autour de 50% de carbone (Steiner et Meloche, 1935; Caspari, 1910), de sorte que des va-

leurs approximatives pour la teneur en carbone peuvent s'obtenir en multipliant par 0,5 les valeurs pour la matière organique. Le

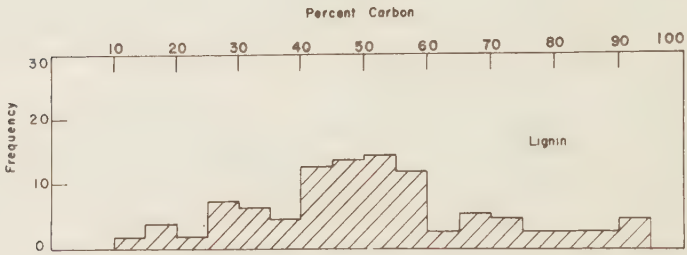


Figure 9. La distribution de fréquence de la teneur totale en carbone dans les sédiments de fond des lacs de l'Ontario méridional

tableau C 5 indique, dans l'ordre croissant des valeurs, quelques chiffres sur la teneur en carbone et sur la matière organique dans les sédiments des fonds lacustres, telles que les mentionne la littérature. Tous les chiffres, sauf ceux de Perfiliew et ceux de Allen, Grindley et Brooks, ont été obtenus par la conversion signalée ci-dessus. Les valeurs sont exprimées en pourcent du poids sec total et sont donc à comparer plutôt avec ceux du tableau C 2 qu'avec ceux du tableau C 3. Bien que le nombre des échantillons portés au tableau C 5 est petit en comparaison du nombre des données discutées dans la présente publication, il saute immédiatement aux yeux que la majeure partie des valeurs relevées dans la littérature est du même ordre de grandeur que celles citées par nous, savoir moins de 20% du poids sec total.

De cette revue superficielle des chiffres concernant les lacs de la région d'Ontario méridional et d'ailleurs, il ressort que la teneur moyenne en carbone des sédiments n'est pas un trait distinctif de tel ou tel lac (Stangenberg, 1938), bien que les fortes teneurs en carbone soient caractéristiques des lacs eutrophiques alors que les lacs oligotrophiques contiennent dans leurs sédiments peu de carbone calculé par rapport au poids sec total (Grim, 1951).

Bien plus significative que la teneur totale en carbone organique est l'abondance relative, dans les sédiments, des divers com-

plexes organiques dans lesquels le carbone se trouve incorporé. La matière organique fraîchement déposée consiste en un mélange de protéines, de cellulose, de mono- et bi-saccharures, d'hémicelluloses, de pectines, de lignines, de graisses et lipides et d'autres composés en plus petites quantités. Il y a lieu de s'attendre à ce que la distribution quantitative du carbone organique dans ses composés soit de beaucoup plus caractéristique pour tel sédiment particulier que la quantité totale du carbone qui s'y trouve. Non seulement les matières organiques d'origine différente présentent une constitution chimique distincte (et différent donc entre elles quant à la distribution de leur carbone organique) mais les processus de décomposition, qui sont dissemblables dans les divers types de lacs et dans des conditions climatologiques différentes, doivent, eux aussi, mener à des déplacements dans la distribution relative du carbone organique dans les sédiments.

Le tableau C 6 donne pour 28 lacs dans l'Ontario méridional la distribution relative du carbone organique exprimée en pourcent de la teneur totale en carbone des échantillons. La teneur relative en carbone est indiquée pour: l'extrait au benzol et à l'alcool, contenant des graisses, des paraffines et des résines accompagnent de petites quantités de pigments et, peut-être, de soufre; l'extrait à l'eau chaude, contenant surtout des substances pectiques, des protéines solubles dans l'eau, de faibles quantités d'hydrates de carbone et de minéraux; l'extrait au HCl à 2%, contenant de l'hémicellulose, des dérivés de celle-ci, encore quelques protéines de même que de petites quantités de cellulose et de minéraux; l'extrait au H_2SO_4 à 72%, contenant tout d'abord de la cellulose, quelques protéines et des dérivés de la lignine. En outre, le reste de la teneur en carbone figure sous le nom de "lignine". Ces derniers chiffres comprennent cependant une certaine quantité de substances huminales et d'acides huminaux, quoique ceux-ci ne soient probablement pas importants, du point de vue quantitatif, dans les sédiments des fonds des lacs de formation harmonieuse. La distribution des fréquences des chiffres du tableau C 6 est exposée au tableau C 7 et dans la figure 10.

Substances solubles dans le benzol et l'alcool

Dans plus de 91% de tous les échantillons, les substances solubles dans le benzol et l'alcool contiennent moins de cinq pourcent du carbone organique total contenu dans le sédiment. Ces substances comprennent des huiles et des graisses qui peuvent être d'origine végétale ou animale. Souvent, les lipides se découvrent sous forme de globules d'huile dans les cellules mortes de diatomées ensevelis dans les sédiments (Thayer, 1935). Il a été démontré que durant la décomposition de diatomées "in vitro", la teneur en glyceride de ces lipides décroît mais que leur teneur en hydrocarbures demeure constante (Clarke et Mazur, 1941).

Certains hydrocarbures liquides dans les sédiments récents sont apparamment protégés contre l'oxydation par des bactéries (Smith, 1952a, b). Les graisses ensemble avec les protéines sont les prin-

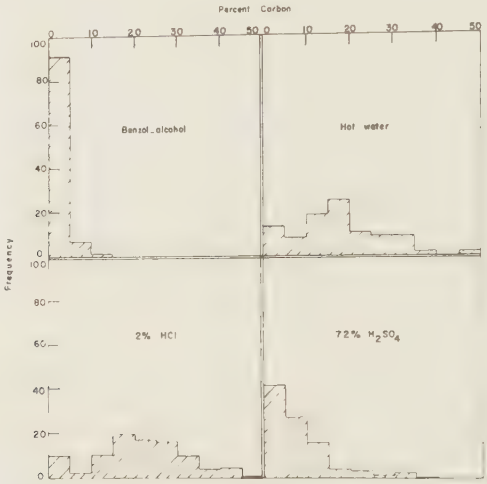


Figure 10. La distribution de fréquence de la teneur en carbone des extraits au benzol-alcool, à l'eau chaude, au HCl et au H_2SO_4

cipaux matériaux d'origine servant à la formation du sapropel typique (Potonié, 1908) qui peut contenir jusqu'à 3, 6% de graisse de son poids sec (Kraemer et Spilker, 1899). Le sapropel de plancton contenant une forte concentration de graisse est caractéristique des sédiments des lacs eutrophiques (voir aussi: Falke, 1939) puisque le plancton contient de 2 à 11 pourcent de graisses (Brandt, 1898; Birge et Juday, 1922, 1934; Krogh et Berg, 1931; Krogh et Lange, 1932; Lovern, 1936). La forte teneur en graisse du sapropel de plancton peut être due en partie à l'indigestibilité des graisses dans les voies digestives des crustacés d'eau douce. Les graisses contenues dans la nourriture de ces organismes planctoniens demeurent apparemment inchangées (Lovern, 1936). La teneur en graisses des sédiments peut s'accroître en outre de substances à apparence huileuse que produisent les bactéries réductrices de sulfate vivant dans la boue (Hvid-Hansen, 1951).

Comme les organismes aquatiques ne contiennent qu'une faible quantité de résines et de paraffines (Brandt, 1898), ces substances sont de peu d'importance dans les extraits au benzol et à l'alcool des sédiments formés de restes de plancton. Mais là où les débris de végétation terrestre et aquatique supérieure sont quantitativement importants en tant que matériaux d'origine des sédiments, les résines et les paraffines peuvent être présentes en de plus fortes concentrations.

Des considérations qui précèdent il faut conclure que dans les

lacs oligotrophiques exempts de matière organique allochtone, les sédiments récents ne peuvent pas contenir des quantités appréciables de substances solubles dans le benzol et l'alcool. Ces substances étant plus résistantes à la décomposition que la plupart des composés organiques que l'on trouve dans les sédiments, un enrichissement en peut survenir au cours de la décomposition. Les restes organiques d'origine oligotrophique contiennent très peu de carbone disponible de sorte que l'on ne saurait s'attendre à une décomposition bien forte et que l'effet d'enrichissement donc demeure peu important. Il n'y a donc pas lieu d'être surpris ni des faibles chiffres pour l'extrait au benzol et à l'alcool ni des hautes valeurs pour la lignine, enregistrées pour un certain nombre de lacs (1, 13, 16 et 25). Cette corrélation est typique de la totalité ou de la plupart des échantillons pris dans un même lac et caractérisant ainsi l'oligotrophie du lac que n'avaient pas révélée les chiffres pour la totalité du carbone organique (tableau C 1).

Cellulose

Dans la majorité des cas, une comparaison entre les chiffres pour la cellulose fournis par les substances solubles dans le H_2SO_4 à 72%, peut décider si de hautes valeurs relatives pour les substances extractibles au benzol et à l'alcool doivent être attribuées à la matière organique allochtone d'origine végétale. Dans les lacs typiquement eutrophiques les sédiments ne doivent contenir que de petites quantités de cellulose et des quantités appréciables de substances solubles dans le benzol et l'alcool, tandis que, dans les lacs qui reçoivent beaucoup de matière végétale allochtone, la cellulose et les substances solubles dans le benzol et l'alcool atteindront de part et d'autre des valeurs relativement élévées. A cet égard la proportion cellulose-benzol et alcool (exprimée en teneur en carbone) présente de l'intérêt. La courbe de fréquence de la figure 10 et les chiffres du tableau C 7 montrent que dans presque 42% des échantillons la cellulose représente moins de 5% et dans 69% moins de 10% du carbone organique total. Les valeurs moyennes pour la proportion cellulose-benzol et alcool et pour la teneur correspondante en azote des sédiments suivent ci-dessous. Les valeurs pour l'azote ont leur importance par rapport au problème discuté ici parce que l'azote est souvent l'indice de l'état trophique du lac (Mortimer, 1939; Stangenberg, 1949).

Tous les lacs, sauf un, du groupe 2-3 sont des lacs typiquement eutrophiques avec du spropel de plancton dans la plupart de leurs couches de sédiment. Les lacs du groupe 8-9 sont tous deux dystrophiques. La teneur en azote des sédiments reflète nettement la haute teneur en protéines des sédiments des lacs eutrophiques. Un des deux lacs du groupe 8-9 (le lac no. 34) révèle la forte teneur en azote habituelle pour les sédiments de ce type; la plupart des lacs dystrophiques ont des sédiments à teneur en azote très élévée (Stangenberg, 1949; Mortimer, 1938; Gessner, 1934).

C contenu dans la cellulose / C contenu dans l'extrait au benzol et à l'alcool	nombre des lacs	teneur moyenne en N des sédiments
1-2	1	0,813
2-3	10	1,804
3-4	4	1,389
4-5	2	1,106
5-6	-	-
6-7	2	0,428
7-8	-	-
8-9	2	1,137

Quand on se sert des chiffres pour la cellulose en étudiant l'origine de la matière organique dans les sédiments, il ne faut pas perdre de vue que la cellulose se décompose dans des conditions aérobies et anaérobies (Perfiliev, 1929; Omeljansky, 1905), bien que la destruction microbienne soit beaucoup plus lente en l'absence d'oxygène (Ohle, 1933). La présence du carbonate de calcium en quantités adéquates joue un rôle important dans le régime de la décomposition; en cas de faibles valeurs de carbonates, la décomposition de la cellulose s'arrête lorsque le pH du milieu baisse au-delà de 5,5 (Von Brandt, Klust et Mann, 1956; Klust et Mann, 1955). L'hydrolyse de la cellulose peut être produite par un nombre de bactéries, parmi lesquelles beaucoup n'utilisent cette substance que facultativement; quelques espèces sont cependant connues pour être nécessairement des bactéries destructrices de cellulose et refusant les sucres comme source d'énergie (Winogradsky, 1932). Les conditions qui constituent le régime de la décomposition de la cellulose dans les sédiments des fonds lacustres sont pratiquement inconnues. Un facteur important qui semble avoir été déterminé, est la concentration de l'hydrogène sulfuré, substance qui paraît exercer un effet de ralentissement sur la décomposition de la cellulose (Klust et Mann, 1955) et qui est produite dans le sédiment par la décomposition anaérobie des amino-acides contenant du soufre (Benade, 1954), des sulfates et d'autres composés du soufre (Perfiliev, 1929; Wasmund, 1930; Decksbach, 1925). Or, comme le H_2S est présent dans de bien nombreux sédiments organiques sous-jacents à la surface, la cellulose peut se conserver pendant de très longues périodes dans des conditions anaérobies. Dans l'eau lacustre et à la limite eau-boue, la décomposition est sensiblement influencée par le type de la boue et par l'état trophique du lac. En partant des données expérimentales disponibles citées ci-dessus, il semble justifié de présumer que dans des conditions anaérobies la cellulose ne se décompose que lentement dans les sédiments lacustres; on ne sait rien du regime de cette décomposition. On est arrivé à savoir un peu plus de l'effet du calcium sur la décomposition de la cellulose grâce à des expériences dans les lacs et "in vitro" (von Brandt, Klust et Mann, 1956; Klust et Mann, 1955). L'on a également observé que les feuilles des arbres se décomposent rapidement

dans les lacs riches en calcium mais qu'elles forment un humus résistant dans les lacs qui en contiennent peu (Koppe, 1923).

Le rôle peut-être important que le calcium peut jouer comme facteur d'entourage dans la décomposition de la cellulose que contiennent les sédiments lacustres étudiés ici, est suggéré par la comparaison entre la teneur relative en cellulose et la teneur en calcium dans le tableau ci-dessous:

teneur moyenne en carbone de la fraction cellulose, en % du carbone totale	nombre des lacs (nombre des échantillons entre parenthèses)	teneur moyenne en calcium, en % du poids sec
0-5	2 (12)	32, 0
6-10	8 (41)	13, 2
11-15	4 (20)	7, 9
-	-	-
21-25	1 (1)	2, 1
26-30	2 (4)	12, 2

Une des explications possibles de l'effet du calcium sur la destruction de la cellulose est que les acides formés au cours de la décomposition anaérobie sont liés par ce métal et que la fermentation peut continuer sans accumulation d'acides nuisibles tels que les acides acétique, butyrique et valérique (Benade, 1954; Buswell et Boruff, 1930).

Lignine

La figure 10 montre que 53% de tous les échantillons contiennent de 35 à 60% de lignine et de substances ligneuses; 40% des échantillons ont une teneur en lignine variant entre 40 et 55%. Bien que cet élément constitutif du total de matière organique contenu dans les sédiments est très résistant à la décomposition, il ne demeure pas entièrement inaltéré dans les sédiments. Certaines espèces de bactéries sont obligatoirement lignivores (Zobell et Stadler, 1940) mais la disponibilité du carbone pour les microorganismes semble dépendre de la quantité de protéine combinée avec la lignine (Benade, 1954; Waksman et Iyer, 1932a, b, c, 1925 a, b). Moins il contient de protéine, plus le composé de lignine est résistant à la décomposition bactérienne. Les composés de lignine qui ont la plus forte teneur en méthoxyle sont les plus difficiles à hydrolyser (Waksman et Smith, 1935).

Les chiffres du tableau C 6 indiquent que la lignine est en général l'élément constitutif le plus abondant de la matière organique

dans les sédiments analysés. D'autres auteurs ont déjà obtenu dans leurs études des résultats analogues (Steiner et Meloche, 1935; Twenhofel et Broughton, 1939). Cette abondance relative de la lignine n'est pas seulement due à sa résistance à la décomposition bactérienne, mais aussi à son inaptitude à servir de nourriture aux organismes invertébrés des fonds lacustres. On ne sait pas exactement en quelle mesure la lignine change réellement de composition pendant qu'elle est ensevelie dans les sédiments. Il se peut que des changements dans la teneur en méthoxyle se produisent dans la lignine contenue dans les sédiments très anciens (Steiner et Meloche, l. c.), mais la destruction de la molécule de lignine n'a pas lieu (Benade, 1954).

A cause de la forte résistance à la décomposition de l'élement ligneux dans la matière organique dans les sédiments, il y a lieu de prévoir que la teneur relative en lignine des sédiments des fonds lacustres augmente avec l'âge de ceux-ci attendu que les composés carbonés moins résistants sont décomposés. Seules les substances dites bitumes (extractibles au benzol et à l'alcool) résistent plus encore que la lignine à la décomposition et leur accroissement avec l'âge des sédiments peut encore être plus rapide que celui de la lignine. Les chiffres disponibles donnent à penser que la teneur en lignine des sédiments consolidés tend vers un équilibre à valeur approximative de 40 à 60% de la teneur totale en carbone organique. Dans un sédiment consolidé, les variations entre ces deux valeurs sont probablement causées par des différences quantitatives ainsi que de composition chimique de la matière sédimentaire originale ou bien par des variations dans les conditions d'entourage agissant sur le processus de décomposition, telles que la teneur en calcium, la dilution avec de la matière inorganique ou des changements climatologiques. Tous ces facteurs et d'autres encore jouent un rôle dans la stratification chimique des profils des fonds lacustres tels qu'ils sont discutés à la section 3 du présent chapitre.

2. Rapports entre le carbone et d'autres substances contenues dans les sédiments

A. Carbone, azote, hydrogène et phosphore

Il a été relevé que la composition chimique de la matière organique dans les sédiments résulte non seulement de la nature de ses matières d'origine, mais aussi des processus de décomposition biologique pendant et après la sédimentation. Les contenus des cellules des organismes morts sont bien plus aisément digérés et décomposés (par les micro- et les macro-organismes) que les substances des tissus restants. Comme le protoplasme des cellules est particulièrement riche en composés à forte teneur d'azote (protéines), il faut s'attendre à ce que les étapes initiales de la décomposition agissent très énergiquement sur la composition des éléments constitutifs de la matière organique quant au rapport car-

bone-azote (Waksman, 1933; Boysen-Jensen, 1914). On peut donc, d'une façon générale, escompter que ce rapport fournit des données concernant le progrès et la rapidité de la décomposition qui s'est produite. Celle-ci étant surtout un processus microbien, le rapport C-N peut en outre donner des renseignements au sujet des besoins des micro-organismes intéressés.

Un point important dans les études sur le rapport C-N est que la micro-flore responsable de la décomposition organique emploie l'azote libéré à la formation de sa propre substance cellulaire, de la protéine surtout, de sorte qu'une bonne part de la teneur en azote des sédiments organiques peut avoir la forme de protoplasme microbien (Lantzsch, 1924; Waksman, Hotchkiss et Carey, 1933). A la condition que le ravitaillement en autres aliments soit suffisant, la flore microbienne peut continuer à croître, en augmentant ainsi la teneur en azote du sédiment au-delà de celle des matériaux d'origine du sédiment. On ne peut, cependant, s'attendre à voir ces conditions se réaliser que dans la couche la plus superficielle du sédiment où un apport ininterrompu d'aliments organiques peut rendre possible un développement continu de la microflore.

Dans le sédiment frais, celle-ci ne dispose pas de tout l'azote; en particulier, l'azote lié à la molécule de lignine et formant ce qu'on appelle le "humus nucleus", est extrêmement résistant à l'attaque bactérienne et demeure donc inaltéré dans la matière organique du sédiment (Benade, 1954; Aschan, 1906, 1907). C'est pourquoi le progrès de la décomposition organique doit mener à un état d'équilibre entre le carbone et l'azote où le rapport C:N atteint sa plus haute valeur et où ce qui rest de la matière organique possède la plus forte teneur en "humus" (Arrhenius, 1950).

N'empêche que de nombreux auteurs attribuent les variations qui peuvent survenir dans ce rapport à des différences d'origine de la matière organique (Slack, 1954; Stangenberg, 1949; Misra, 1938; Waksman et Carey, 1935a, b; Waksman, Hotchkiss, Carey et Hardman, 1938; Mohamed, 1949).

Le tableau C 8 donne les rapports carbone-azote de 239 échantillons pris dans les profils des fonds de 37 lacs d'Ontario méridional. La distribution des fréquences de ces chiffres se voit au tableau C 9 et dans la figure 11. La courbe de distribution montre une pointe nette entre 11,6 et 12,3 pour 23% de tous les échantillons. Plus de 52% de tous les échantillons décèlent un rapport C-N entre 10,6 et 13,5. Les moyennes par lac des rapports C-N sont portées au tableau C 9; leur distribution des fréquences se trouve au tableau C 10. Vingt des 37 lacs, c'est-à-dire 54%, ont un rapport moyen C-N situé entre 11,1 et 11,0, ce qui fait une gamme un peu plus élevée que celle pour les échantillons individuels. Mais comme les nombres des échantillons représentant chaque lac varient considérablement, cette différence n'est pas importante.

Il est intéressant de comparer ces rapports C-N avec quelques-uns des rapports consignés par d'autres auteurs. De faibles rapports, de 6 à 7 environ sont en général relevés pour le plancton (Stangenberg, 1949; Redfield, 1934; Cooper, 1937; Misra, 1938; Fleming, 1940; Ketchum et Redfield, 1949) et pour les bactéries (Waksman et Carey, 1935; Waksman, Hotchkiss, Carey et Hardman, 1938). Environ 6 à 7% de tous les échantillons de sédiment (tableau C 8) ont, pour le rapport C:N des valeurs qui se situent dans cette gamme.

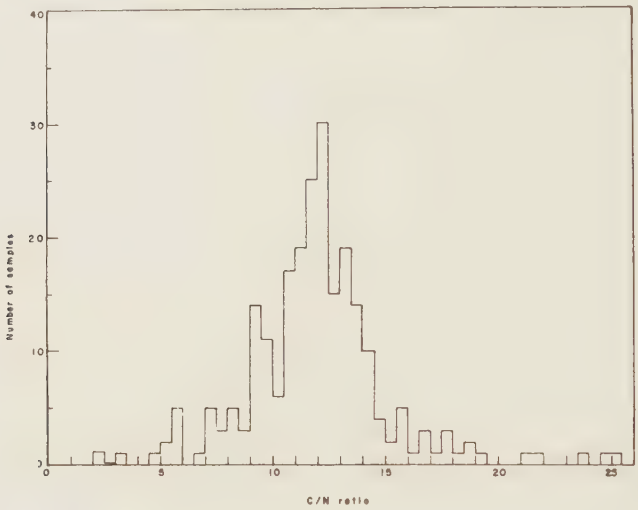


Figure 11. La fréquence de distribution des rapports C/N

Les valeurs enregistrées pour les sédiments des fonds lacustres varient considérablement entre 11 et 26. Pour les lacs du Wisconsin, elles vont de 16,6 à 25,8 (Allgeier, Peterson et Juday, 1934), tandis qu'en Angleterre, dans le Lake District, les valeurs se placent entre 11,7 et 17,6 (Misra, 1938; Allen, Grindley et Brooks, 1953). Pour le Loch Lomond, les valeurs enregistrées sont de 18 pour le lac supérieur, qui est modérément dystrophique, et de 15 pour le lac inférieur, qui est moins oligotrophique (Slack, 1954).

Dans le "gyttja" récent, le rapport paraît être sensiblement plus élévé (10) que dans du sapropel récent (6) (Krejci-Graf, 1936). Dans les sédiments marins, les rapports enregistrés varient sensiblement entre 8 et 14 (Trask, 1932). Au cours d'essais de décomposition sous contrôle de la matière organique des sédiments, le rapport C-N a également manifesté des variations très notables (Siebert et Schwarz, 1956). Parmi les valeurs les plus élevées du rapport C-N sont celles que l'on trouve dans la matière

végetale terrestre (Slack, 1954; Stangenberg, 1949) avec des rapports variant entre 25 et 40.

Arrhenius a suggéré en 1950 que le rapport C-N se trouve déterminé par la proportion de matière minérale et organique dans le sédiment et par la nature de la décomposition microbienne qui a eu lieu. En relevant les logarithmes des valeurs pour la carbone et l'azote dans 417 échantillons enregistrés dans la littérature, il a pu démontrer que le rapport C-N n'est pas statistiquement constant mais qu'il augmente avec la concentration d'humus dans les sédiments. Cela peut s'expliquer par l'approche d'un état d'équilibre au cours de la décomposition microbienne de la matière organique (Arrhenius, l. c.).

La figure 12 donne le relevé, sur papier logarithmique, de 239 paires de chiffres pour le carbone et l'azote, repris du tableau C 7. Malgré les désaccords entre certains échantillons individuels, le rapport en ligne droite entre les concentrations des deux éléments saute aux yeux. Le rapport C-N, tel que le donne la

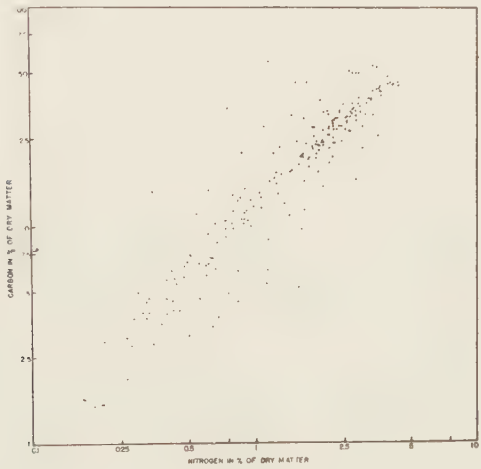


Figure 12. La relation entre la teneur en carbone et la teneur en azote

courbe d'Arrhenius, n'est pas constant mais dépend de la teneur en carbone. Plus la teneur en matière organique est élevée, plus aussi le rapport C-N est haut.

Les autres données dont on dispose sur la chimie de ces sédiments permettent une analyse plus précise des relations entre le rapport C-N et d'autres caractéristiques des sédiments. Si ce rapport dépend réellement de la teneur en humus de la matière organique, il doit exister une relation entre la teneur en lignine, indiquée au tableau C 6, et le rapport C-N. Or, lorsque les chiffres pour la lignine du tableau C 6 sont pointés en regard des rapports C-N correspondants, aucune relation de ce genre ne se laisse constater (fig. 13). En poussant la comparaison l'on voit éga-

lement qu'il n'y a pas de corrélation entre le rapport C-N et n'importe laquelle des autres fractions de carbone portées au tableau C 6. De ces constatations, on ne peut que conclure que le rap-

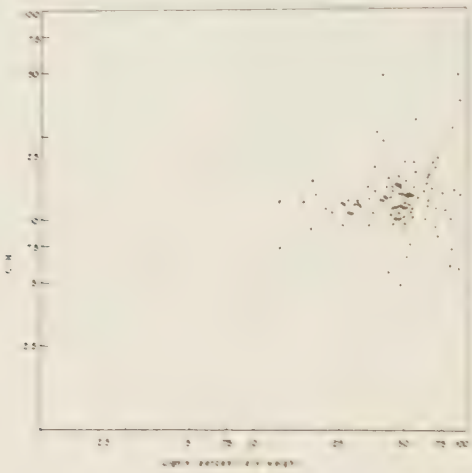


Figure 13. La relation entre le rapport C/N et la teneur en lignine des sédiments

port C-N n'est pas déterminé par l'abondance relative des composés carbonés enregistrée au tableau C 6. Une analyse de distribution des rapports C-N en fonction de la profondeur d'ensevelissement du sédiment révèle toutefois que, sauf l'exception de la pointe de 15 cm, le rapport baisse à mesure que la profondeur augmente, ainsi que le montre le tableau C 11. Autrement dit: l'âge du sédiment est un facteur et le degré de décomposition de la matière organique doit être en une relation quelconque avec le rapport C-N. Ci-dessus, il a été démontré qu'il est impossible de prouver l'existence d'une pareille relation en comparant l'abondance relative des pectines, des hémicelluloses, de la cellulose et de la "lignine". Durant la décomposition de la matière organique, cependant, le rapport entre le carbone et l'hydrogène se modifie, ainsi qu'il a déjà été relevé, en faveur de l'hydrogène, de sorte que le rapport C-H doit être censé décroître au fur et à mesure de la décomposition de la matière organique, c'est-à-dire de la décroissance de la teneur en carbone. Cette relation a été vérifié dans 224 des sédiments de fonds lacustres recueillis dans l'Ontario méridional. Les chiffres ont été relevés au tableau C 6 (fig. 14). Il y a une relation en droite ligne entre les 224 paires de chiffres mais le rapport entre les deux éléments n'est pas constant; il dépend, tout comme le rapport C-N, de la teneur en carbone du sédiment. Plus cette dernière est forte, plus le rapport C-H est élevé. En dépit du désaccord entre certains échantillons individuels, il apparaît donc que le rapport C-N ne dépend pas de

la teneur relative en humus ou en lignine du sédiment mais du degré de décomposition de la matière organique, degré qui ne trouve pas nécessairement son reflet dans la teneur totale en lignine.

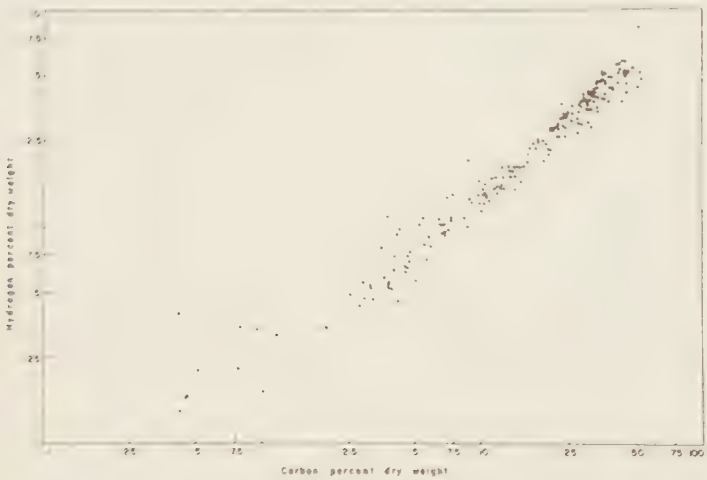


Figure 14. La relation entre la teneur totale en carbone et la teneur en hydrogène des sédiments

Une comparaison entre la teneur en hydrogène et la concentration des composés solubles dans le benzol et l'alcool, rélève une corrélation qui confirme qu'une forte teneur en hydrogène trahit une décomposition avancée de la matière organique (tableau C 12 et figure 15).

La décomposition de la matière organique est en premier lieu un processus microbien et il a été exposé qu'une grande partie de l'azote qui se trouve dans les sédiments est contenue dans la substance bactérienne, morte ou vivante. Jusqu'ici, les chiffres présentés dans ce chapitre ont nettement tendu a suggérer que le rapport C-N reflète un état de décomposition de la matière organique; c'est pourquoi l'importante question surgit de savoir se le côté azote de ce rapport ne trahit pas en tout premier lieu un degré d'activité bactérienne. De hautes valeurs du rapport C-N résulteraient donc d'une faible décomposition bactérienne de la matière organique; il s'accumulerait peu d'azote bactérien et beaucoup de carbone conserverait sa forme organique; l'inverse produirait des sédiments avec un rapport C-N faible. Des différences en fait d'activité bactérienne dans la matière organique sédimentaire, ont été observées par de nombreux investigateurs, tant dans un entourage naturel (Carpenter, 1939; Williams et Mc Coy, 1934, 1935; Wislouch, 1922; Cooper, Murray et Kleerekoper, 1935) que dans des conditions de laboratoire (Waksman et Vartiovaara, 1938; Waksman et Hotchkiss, 1938; Renn, 1940; Siebert et

Schwartz, 1956).

L'activité bactérienne dans les sédiments organiques dépend d'un certain nombre de facteurs tels que la disponibilité de carbone et l'apport de phosphore, le potentiel de réduction-oxydation,

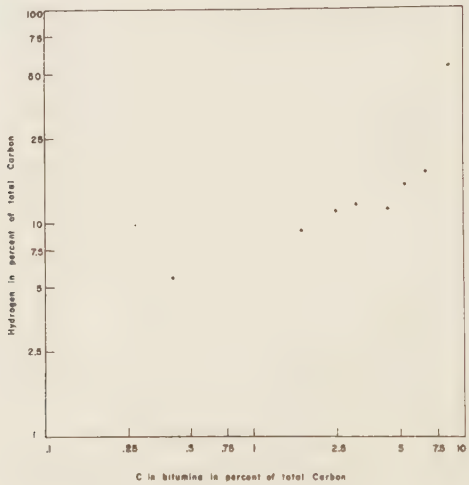


Figure 15. La relation entre la teneur en hydrogène et la teneur en substances solubles dans le benzol et l'alcool dans les sédiments

le pH, le fer (Taylor, 1949), le H_2S, la concentration des acides et d'autres encore. On est encore loin de comprendre exactement ou même de connaître un grand nombre de ces facteurs. Les relations entre le carbone disponible et l'apport de phosphore d'une part et le développement de la flore bactérienne d'autre part dans les sédiments organiques ont été dévoilée en une certaine mesure (Kaila, 1949). La matière organique pure doit contenir environ 0, 3% de phosphore (de matière sèche) pour qu'une décomposition bactérienne complète soit possible si tout le phosphore et le carbone se trouvent en état de disponibilité. Aussi longtemps qu'il y a du carbone disponible comme source d'énergie, du phosphore organique bactérien s'accumule du détriment du phosphore minéral. Les cellules bactériennes mortes fournissent du phosphore par décomposition hydrolytique, autolytique et enzymatique. Si, par contre, la quantité disponible de carbone organique se réduit, le phosphore organique bactérien est libéré et la quantité de phosphore inorganique augmente.

C'est en tenant compte des observations de Kaila qu'il faut considérer l'effet de la disponibilité de phosphore sur la décomposition organique dans les sédiments étudiés dans la présente publication où l'on trouve ailleurs une étude des chiffres relatifs au phosphore tiré des sédiments en question. Ces chiffres englobent

les observations sur le total du phosphore et sur le phosphore dans la fraction soluble dans l'eau que contiennent les sédiments. Au tableau C 13, les deux séries de chiffres sont portées en regard des rapports C-N des mêmes échantillons. Les mêmes chiffres ont été relevés dans la figure 16. Le phosphore soluble dans l'acide chlorhydrique faible (2%) est supposé bien plus aisément disponible que le phosphore qui ne se dissout que dans de l'acide sulfurique fort. Il a été mentionné ailleurs dans cette publication que la quantité de phosphore soluble dans l'eau rencontré dans les sédiments est négligeable, de sorte que la totalité du phosphore est repartie sur les deux fractions acides. Les deux courbes des figures 16 et 17 décèlent le fait important que le rapport C-N n'est pas seulement en corrélation avec la teneur totale en phosphore comme avec le phosphore soluble dans le HCl, mais que la corrélation est beaucoup plus accusée avec la fraction, bien plus facilement disponible, du phosphore soluble dans le HCl. Plus la teneur en phosphore est basse, plus le rapport C-N est élevé. Ceci signifie qu'une faible teneur en phosphore va de pair avec une forte teneur en carbone, c'est-à-dire avec une faible mesure de décomposition organique. La corrélation sensiblement plus accusée avec le phosphore soluble dans le HCl rend bien probable que la décomposition de la matière organique dans ces sédiments subit intensivement l'influence de la quantité de phosphore facilement disponible. Cette quantité sera faible dans du sédiment formé de matériaux terrigènes et de végétation aquatique et elle sera haute dans du sapropel de plancton; dans les sédiments, elle subirait très sensiblement l'influence du régime d'oxygène du lac, qui détermine, à son tour, en une très large mesure, l'échange des phosphates entre la boue et l'eau (Einsele, 1936, 1941; Deevey, 1942; Ohle, 1953).

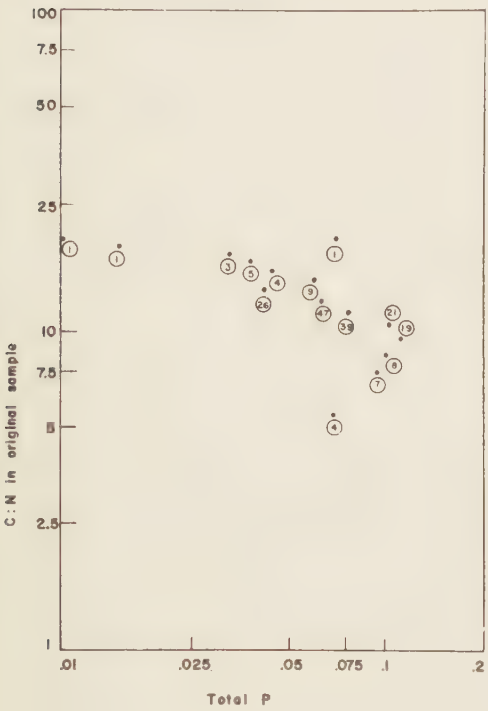


Figure 16. La relation entre le rapport C/N et la teneur totale en phosphore des sédiments

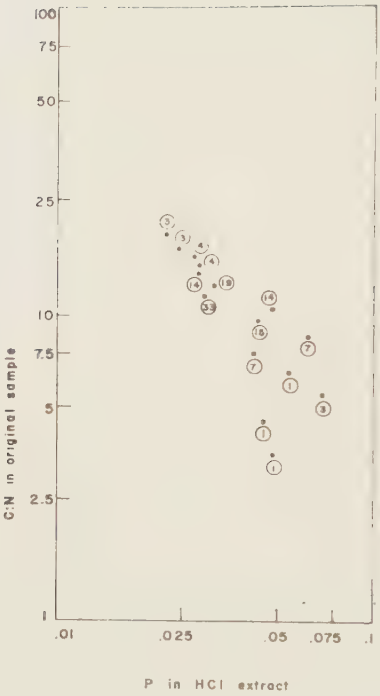


Figure 17. La relation entre le rapport C/N et la teneur en phosphore de l'extrait au HCl

B. Carbone et calcium

Dans les formations calcaires de l'Ontario méridional, la majeure partie du calcium qu'on trouve dans les sédiments des fonds lacustres est d'origine inorganique. On peut donc s'attendre à ce qu'une forte teneur en calcium dans un quelconque de ces sédiments correspondra à une faible teneur en carbone organique. Cela est, en effet, en général le cas dans les sédiments des lacs de cette région. Dans le tableau ci-dessous, la teneur moyenne en carbone est comparée à la teneur en calcium des échantillons, disposés en séries à intervalles de 5%.

% en calcium poids sec	teneur moyenne en carbone	nombre d'échantillons
0 - 5,0	48,41	72
5,1 - 10,0	40,01	23
10,1 - 15,0	39,16	19
15,1 - 20,0	37,64	15

Bien que la tendance générale soit évidente, les désaccords entre les échantillons sont très grands.

La relation entre la teneur en calcium d'un échantillon et sa teneur en cellulose a déjà été discutée ailleurs dans ce chapitre.

3. La distribution du carbone par lac et par profondeur

Considérations générales sur la stratification des sédiments dans les lacs

Lorsque l'on étudie la distribution verticale des données sédimentaires en une tentative d'analyser les changements de conditions auxquels sont dues les variations dans les caractéristiques chimiques du sédiment, il faut distinguer nettement entre la micro- et la macro-stratification de la matière sédimentaire. La première reflète les changements de composition des matériaux d'origine tels que ceux-ci arrivent de saison, d'année en année. La macrostratification, elle, enregistre les changements sur des périodes des plus longues et sera toujours présente même là où aucune micro-stratification ne s'est développée ou ne s'est conservée dans le sédiment.

Dans la plupart des lacs, le sédiment le plus superficiel est, temporairement au moins, en contact avec de l'eau aérée. Ainsi les substances réductives que contient la matière sédimentaire de la couche la plus superficielle et le plus récemment déposée, s'oxydent chimiquement ou biologiquement. Il en résulte la consommation de l'oxygène dans cette couche sédimentaire; attendu

que la transfusion d'oxygène de l'eau dans le sédiment est extrêmement lente le gradient vertical dans la strate superficielle se fait très raide, à la condition toutefois qu'il y ait suffisamment de matière oxydable et qu'il ne survienne pas de perturbation mécanique du sédiment. Aussitôt que le potentiel d'oxydation-réduction a atteint une valeur critique, les réactions réductrices remplacent les processus d'oxydation. Une mince strate de matière oxydée recouvre ainsi une couche sous-jacente de substance réduite. Cette dernière contient souvent du H_2S produit par des bactéries sulfurantes et résultant partiellement de la décomposition anaérobie des protéines contenant du soufre. Le sulfure de fer colore en noir le sédiment, tandis que la strate oxydée sus-jacente, épaisse en général de quelques millimètres seulement, montre une couleur vive due à la prédominance des substances oxydées et à l'absence ou la pauvreté en matière organique (Perfiliev, 1923, 1929). La quantité de matière organique déposée varie avec les saisons; une brusque pointe dans le développement du plancton survient au printemps ou en automne dans les lacs eutrophiques, souvent accompagné d'un développement de "waterbloom". Dans les lacs thermiquement stratifiés, la frontière, durant ces périodes, entre les processus d'oxydation et ceux de réduction se place dans l'hypolimne; toute la matière sédimentaire est en état de réduction. Mais aussitôt, toutefois, que la circulation automnale apporde l'oxygène à la surface de la boue, l'oxydation de la couche superficielle se produit et engendre une stratification physique et chimique. L'hiver et sa carapace de glace peuvent de nouveau amener dans l'hypolimne des conditions anaérobies accompagnées de conditions de réduction qui sont inversées lorsque la circulation totale rétablit au printemps l'apport d'oxygène à la limite boue-eau.

La succession des phénomènes décrite ci-dessus devrait, en principe, avoir toujours pour résultat une micro-stratification physique et chimique dans les sédiments au fond de tous les lacs où il se dépose de la matière oxydable en quantité suffisante. Le fait qu'une telle micro-stratification ne peut être décelée que dans un nombre restreint de lacs, est dû aux perturbations mécaniques et chimiques causées par les organismes vivant dans les fonds (Hummel, 1923; Naumann, 1917,b, 1930a; Lenz, 1921; Alsterberg, 1924) et/ou par les mouvements tourbillonnants de l'eau qui détruisent la stratification. Même là où le H_2S est présent dans le sédiment, les organismes vivant dans les fonds peuvent toujours être actifs et troubler ainsi la micro-stratification ou empêcher sa formation (Rylov, 1924; Juday, 1908).

Une micro-stratification d'un type différent est produite par la déposition intermittente du carbonate de calcium précipité par le phytoplancton. Durant les périodes de pointe du plancton et en l'absence du CO_2 agressif, les cristaux de carbonate peuvent être déposés sur les fonds lacustres en quantités suffisantes pour former une microstrate reconnaissable à sa couleur et identifiable au microscope. Une alternance avec les strates noires con-

tenant de la matière organique et du sulfure de fer, produit durant la stagnation hivernale, peut occasionner une pittoresque succession de lamelles foncées et à couleur vive, épaisse de quelques millimètres et représentant deux saisons de chaque année (Nipkov, 1920; Minder, 1923, 1943a). On ne peut pas s'attendre à trouver une pareille stratification dans les lacs oligotrophiques (Lundqvist, 1924a, 1927; Brundin, 1951; Decksbach, 1925) ni dans les lacs très profonds dans lesquels la matière organique est décomposée avant d'atteindre le fond (Hummel, 1923). Le point de départ d'une eutrophisation résultant de quelque pollution domestique ou agricole peut ainsi s'incrire avec une grande netteté dans la micro-stratification annuelle (Minder, 1923, 1943). Une micro-stratification fortuite peut survenir comme résultat d'une pointe périodique dans la production d'une ou de plusieurs espèces de diatomées dont les squelettes peuvent marquer très clairement la strate sédimentaire déposée à cette époque-là (Nipkov, 1920). Des événements accidentels tel qu'une rupture dans un delta de rivière, un éboulement sur les rives du lac, causeront souvent, en submergeant le bassin hydrographique, le dépôt d'un sédiment caractéristiquement minérogène et témoignant du cataclysme dans le profil sédimentaire.

Si la micro-stratification peut enregistrer année par année et même saison par saison les événements survenant dans la biologie d'un lac, la macro-stratification, ele, reflète des changements sur des périodes prolongées de la sédimentation et de la biogénèse qu'affectent les changements du climat et du niveau de l'eau, des apports d'aliments et matériaux allochtones, tant organiques qu'inorganiques, le caractère et la densité de la végétation qui entoure le lac et, enfin, la succession biologique et les conditions trophiques du lac lui-même.

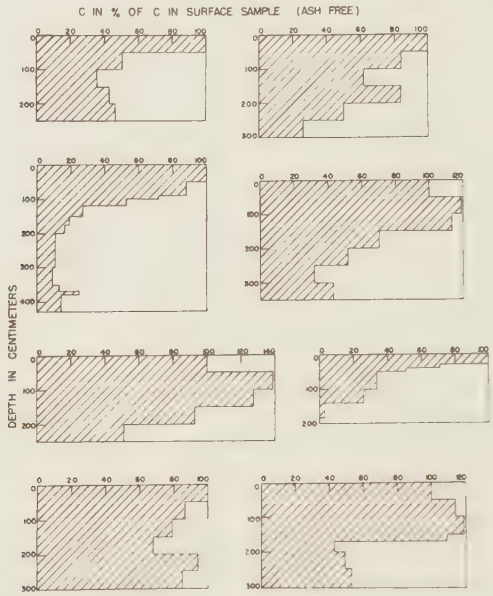
Quand on étudie la teneur en carbone des différentes couches de sédiment dans un même lac en tant que fonction de leur profondeur d'ensevelissement, il est opportun d'exprimer tous les indices de carbone des sédiments sous-jacents à la surface en pourcent de la teneur en carbone du sédiment superficiel. Le tableau C 14 donne ainsi les chiffres pour les profils de 34 lacs, de sorte que les variations de la teneur en carbone selon la profondeur peuvent être aisément comparées sur la base du poids sec et de l'exemption de cendres.

Les chiffres pour 17 lacs (uniquement sur la base du poids sec) pour lesquels on disposait de renseignements sur des carottes d'au moins deux mètres de long, ont été utilisés pour construire les graphiques des figures 18 à 34.

Il a déjà été relevé dans ce chapitre que les données concernant la distribution absolue et relative du carbone tout seul ne fournissent pas suffisamment de renseignements pour permettre de décider si les variations dans la teneur en carbone sont ou ne sont pas dues à la minéralisation et à la diagénèse ou bien à des différences quantitatives dans la matière sédimentaire originale.

Il a été montré que des chiffres comparables sur la teneur en hydrogène et sur les substances solubles dans le benzol et l'alcool fourniront le plus probablement des informations sur le degré de

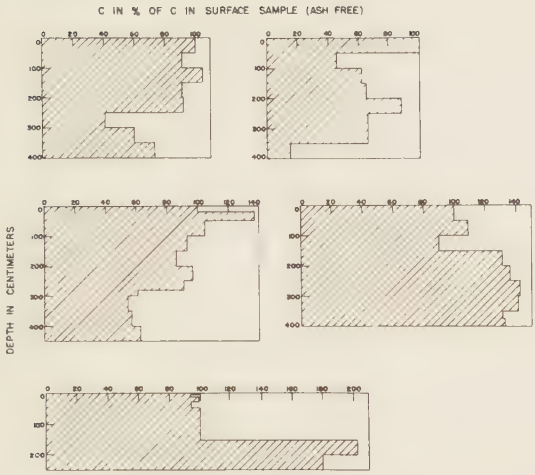
Figures Figures



La teneur en carbone des strates au-dessous de la surface en pourcent de la teneur en carbone de la strate de surfase dans chacun des lacs étudiés

minéralisation auquel la matière organique a été soumise après sa déposition. Pour rendre possible une pareille interprétation, les données disponibles pour les substances mentionnées comme pour la cellulose, ont été exprimées dans les tableaux C15 à C31 pour un certain nombre de strates en pourcent de leur valeur à la surface du fond. En outre, les sections au bas des tableaux montrent les rapports entre les valeurs pour le carbone et celles pour L'hydrogène et pour les substances solubles dans le benzol et l'alcool et celles solubles dans l'acide sulfurique.Pour tous les cas, le rapport dans le sédiment superficiel a été pris comme unité. Lorsque le rapport s'écarte de l'unité en raison de la profondeur cela indique un changement dans la composition chimique du sédiment. Des valeurs du rapport inférieures à l'unité révèlent qu'en regard du sédiment superficiel, la valeur pour le carbone a baissé plus rapidement que celle de l'autre substance dans le rapport. Ceci pourrait trahir une minéralisation de la matière organique. Chaque fois qu'il apparaît des changements dans la teneur en carbone sans que ceux-ci soient accompagnés de changements dans les

Figures



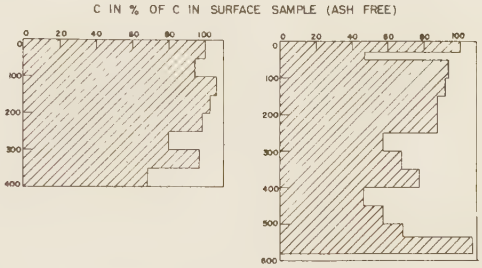
26 27

28 29

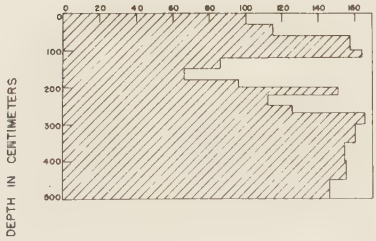
30

Figures

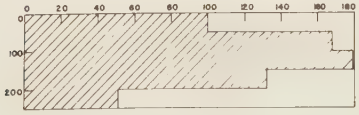
31 32



33



34



La teneur en carbone des strates au-dessous de la surface en pourcent de la teneur en carbone de la strate de surfase dans chacun des lacs étudiés

rapports carbone-hydrogène ou carbone-extrait au benzol, ces changements du carbone doivent être imputés à des facteurs autres que la minéralisation, tels que, par exemple, une variation dans la quantité absolue de matière organique contenue dans le sédiment à l'époque de la déposition ou bien des modifications de la composition chimique de la matière organique à cette époque.

La distribution verticale du carbone, de l'hydrogène, des bitumes et de la cellulose dans les caottes individuelles

Tableau C 15 - Sixteen Mile Creek (No. 2) - Figure 30.

Cette carotte n'est pas habituelle dans cette série en ce sens qu'une couche superficielle de 150 cm de puissance à faible teneur absolue en carbone (tableau C 1) recouvre une couche, épaisse d'un mètre au moins d'une teneur en carbone plus forte. La strate inférieure a un rapport C-H élevé si on la compare avec le sédiment superficiel; son rapport C:H absolu est bas cependant (3, 3 : 1) et une minéralisation considérable doit avoir eu lieu. Cela se trouve confirmé par la forte teneur de ces sédiments en substances solubles dans le benzol et l'alcool. Les rapports carbone-hydrogène et carbone-bitumes baissent rapidement en approchant de la surface; dans ces strates, la matière organique est donc encore plus minéralisée. Le brusque changement de conditions au niveau de 150 cm ne se reflète pas dans la teneur en cendres de la carotte, qui est uniforme mais haute (91, 6 - 94, 0%). Une faible teneur en carbone à travers toute la carotte avec une forte teneur en cendres et une faible teneur en azote trahissent une faible production organique tout au long de la période durant laquelle la carotte a été déposée. Un brusque changement de conditions à des époques plus récentes (les 150 cm supérieurs) a encore fait baisser davantage la productivité. Au même niveau, le rapport entre l'azote soluble dans l'acide et l'azote soluble dans l'eau, a brusquement augmenté (voir le chapitre sur l'azote). Il est évident que le lac en question est devenu plus oligotrophique qu'auparavant par suite d'un brusque changement d'entourage.

Tableau C 16 - Lac Hofstatter (No. 8) - Figure 32.

Cette carotte est la plus longue de celles étudiées dans la présente publication. La strate la plus profonde (535-585 cm) contient à peu près la même quantité de carbone que le sédiment superficiel actuel du lac. Son rapport C-H est proche de l'unité. Le carbone diminue alors jusqu'à ce que la strate de 350 à 400 cm est atteinte pendant que le rapport C-H baisse légèrement à la suite de la décomposition. Au niveau de 350 cm il y a de nouveau une brusque hausse de la teneur en carbone avec une légère augmentation du rapport C-H. Le carbone baisse de nouveau vers le

niveau d'environ 200 à 250 cm, tandis que le rapport C-H varie peu et est proche de l'unité. Dans la strate suivante, le carbone remonte soudain de nouveau pour finir par croître lentement jusqu'au niveau de 50cm. Dans la strate de 30 à 50 cm, la teneur en carbone faiblit et le rapport C-H est un peu plus bas par suite de minéralisation. Ces oscillations dans la teneur en carbone tout au long de la carotte sont accompagnées de variations dans la teneur en azote des sédiments (tableau N1). Le caractère relativement constant du rapport C-H dans toutes les strates de la carotte sauf les deux le plus hautes, indique que la décomposition n'a pas joué un rôle important lorsque la distribution actuelle du carbone s'est faite, distribution qu'il faut attribuer à des changements dans la teneur en substance organique des matériaux de sédimentation.

Tableau C 17 - Lac Puslinch (No. 6) - Figure 33.

Cette carotte est une des plus longues qui aient été prises dans les lacs de l'Ontario méridional. La teneur relative en carbone, en commençant par la strate la plus profonde, augmente graduellement jusqu'à ce que la strate 27-300cm soit atteinte. A ce moment, elle décroît rapidement avec une seule reprise (dans la mince strate entre 200 et 220 cm) pour atteindre sa valeur minimum au niveau de 150 cm. En remontant à partir de cette strate, la teneur relative en carbone se reprend à croître rapidement jusqu'à atteindre une pointe à 100 cm. Suit enfin, une nouvelle baisse, qui finit au sommet de la carotte. On distingue nettement deux périodes d'augmentation suivies de deux périodes de baisse de la teneur en carbone. Les valeurs les plus basses se trouvent brusquement atteintes au niveau de 150 cm. Une observation des valeurs pour l'hydrogène et des rapports C-H correspondants révèle que, sauf pour les niveaux de 250 et de 270 cm, la matière organique n'a pas subi de changement ultérieur par décomposition entre les niveaux de 450 et de 100 cm. Seules les strates supérieures de la carotte présentent un rapport C-H qui fait penser que la décomposition poursuit peut-être encore son cours. C'est pourquoi les variations dans la teneur absolue en carbone au-dessous du niveau de 100 cm ne sauraient être attribuées à des variations dans la décomposition mais plutôt à des variations dans les quantités absolues de matières organiques déposées lors de la sédimentation des diverses strates. Il est particulièrement intéressant de comparer ces chiffres avec ceux pour la teneur en azote des mêmes sédiments (Tableau N1). Les pointes de la teneur en carbone ont comme parallèles des pointes de la teneur en azote, les minimums pour les deux éléments sont également trouvés aux mêmes niveaux de sédimentation. Il ne semble guère douteux que les variations dans le carbone représentent tout d'abord des variations dans le dépôt quantitatif de matière organique ainsi que des changements dans l'eutrophie du lac, le plus important de ces changements étant survenu assez abruptement au niveau 150 à 180 cm. A ce niveau, le sédiment manifeste une augmentation soudaine de la teneur en calcium et en cendres totales.

Tableau C 18 - Lac Paradis (No. 10) - Figure 21.

L'augmentation de la teneur en carbone en remontant à partir de la strate de 250 à 300 cm s'accompagne d'une augmentation proportionelle de la teneur en hydrogène, ce qui maintient la rapport C-H proche de l'unité. Même la baisse initiale entre le niveau 0 au niveau de 50 cm, qui, dans d'autres lacs, peut atteindre de 10 à 12%, ne dépasse pas les 3% dans ce lac-ci. La décomposition, dans ce lac, des matières organiques dans les sédiments est évidemment d'une portée insignifiante dans les strates situées au-dessus du niveau de 250cm. Au-dessous de ce niveau le rapport C-H diminue et trahit un changement dans la composition chimique, changement qui se fait également valoir dans la teneur en azote du sédiment (Tableau N1). Les changements assez abrupts dans la teneur absolue et relative au-dessus du niveau de 250 cm sont donc à attribuer à une eutrophication et à une augmentation de la déposition de matière organique, à peine masquée par de la minéralisation succédant à la sédimentation. Les strates de fond de cette carotte révèlent une minéralisation plus avancéé du sédiment, comme on en trouve déposé dans un lac oligotrophique. La teneur en cendres de ces strates est haute en proportion.

Tableau C 19 - Lac Reesor (No. 14) - Figure 20.

En remontant à partir de la strate 250 à 300 cm, la teneur en carbone de cette carotte commence par baisser lentement d'un maximum de 141,8 jusqu'à 131,4 dans la strate de 150 à 200 cm. Un brusque affaissement survient dans la strate de 100 à 150 cm suivi par une hausse et une nouvelle chute vers la strate sédimentaires superficielle. Les 150 cm supérieurs de la carotte ont un rapport C-H de presque l'unité et la décomposition n'a pas joué de rôle important par rapport à la teneur en carbone plus faible des strates superficielles, faiblesse qui est due à une déposition amoindrie de matière organique. Au-dessous du niveau de 150 cm des variations dans les rapports C-H surviennent qu'il est difficile d'interpréter par suite de manque de renseignements concernant les substances solubles dans le benzol et l'alcool et concernant la cellulose. La minéralisation n'a cependant été que de peu d'importance sauf dans une strate, celle de 250 à 375 cm; le rapport C-H est élevé, tant dans ses valeurs relatives en regard du sédiment superficiel que dans ses valeurs absolues. La caractéristique principale de la carotte est le changement subit des conditions au niveau de 150 cm qu'accompagne une rapide augmentation de la teneur en cendres, accroissement qui n'est pas dû à une plus forte concentration de carbonate de calcium.

Tableau C 20 - Lac Blanc (No. 15) - Figure 23.

L'accroissement rapide de la teneur en carbone relative en remontant s'accompagne dans cette carotte d'une augmentation très rapide aussi de la teneur en hydrogène du sédiment. La teneur en

carbone s'accroît cependant plus vite que celle en hydrogène, de sorte que le rapport C-H grandit tout au travers de la carotte; la plus forte augmentation se situe dans la strate 135 - 185 cm. Ces changements se reflètent dans les quantités des substances solubles dans le benzol et l'alcool et dans le H_2SO_4 ainsi que dans la teneur en hydrogène et en substances extractibles dans le benzol et l'alcool et dans l'acide sulfurique indiquent clairement une minéralisation intensive de la matière organique dans les strates plus anciennes. La cadence de la décomposition n'a pas été uniforme, comme il est démontré par la faible valeur des rapports carbone dans la strate 135 - 185 cm si on la compare avec les valeurs dans les strates superficielles plus récentes. Les rapports carbone-hydrogène bas, comme ils ont été constatés au niveau 135 - 185 cm, sont caractéristiques d'une matière organique bien décomposée telle que celle qui se dépose dans des lacs oligotrophiques. Les données ci-dessus pour le Lac Blanc s'interprètent donc comme suit: la faible teneur en carbone dans les strates plus anciennes est due à la décomposition de la matière organique; la strate 135 - 185 cm représente la dépôt d'un lac oligotrophique. Après la déposition de cette strate, la minéralisation s'est assez brusquement ralentie en remontant à partir du niveau 100 à 135 cm, par suite d'eutrophisation dont les effets se sont fait sentir par la "mobilisation" de phosphore dans le sédiment. Celui-ci contenait 0, 158% de phosphore au niveau 135 - 185 cm mais seulement 0, 010% dans la strate 100 à 135 cm (tableau P1). Entre les niveaux 135 et 100 cm la teneur en calcium s'est décuplée de 3, 05 à 31, 08% et s'est maintenue dans les strates plus récentes entre 25 et 30%. La teneur totale en cendres a toutefois dégringolé, entre les niveaux de 135 et 100 cm de 96 à 61%. Partant d'un état oligotrophe, le lac a, sans doute, évolué brusquement vers une condition eutrophique.

Tableau C 21 - Lac Scugog (No. 20).

Pour la carotte de ce lac, on ne dispose pas de chiffres quant aux substances solubles dans le benzol et l'alcool et dans la H_2SO_4. L'augmentation de la teneur relative en carbone en partant de la strate 300 - 350 cm et en remontant jusqu'à la surface, se poursuit sans interruption. La teneur en hydrogène augmente aussi mais moins rapidement et, proportionnellement, le rapport C-H croît en remontant à partir du niveau 35 - 370 cm. L'interprétation des données en remontant à partir de la strate à 350 cm est similaire à celle énoncée pour le lac No. 15. L'augmentation de la teneur absolue en carbone et en hydrogène en remontant à partir de la strate à 350 cm, signale nettement une plus forte déposition de matière organique dans les strates plus récentes. Mais comme le rapport carbone-hydrogène augmente régulièrement à mesure que la profondeur (l'âge) des sédiments diminue, la décomposition de la matière organique s'est donc produite en remontant, à partir du niveau de 370 cm. Au-dessous de cette strate, la matière organique possède un rapport C-H approchant de l'unité.

Sa composition organique doit avoir peu changé, soit pendant soit après sa déposition, en comparaison avec la constitution chimique des sédiments récents de la strate la plus haute de la carotte. Ici encore, il est intéressant de comparer avec les chiffres pour le phosphore (tableau P 1). Tandis que, dans la strate la plus haute, la teneur en phosphore est de 0, 052, elle diminue à mesure que la profondeur augmente jusqu'à ce que le niveau de 150 cm soit atteint; au-delà, elle demeure constante pour se remettre à augmenter à partir du niveau de 350 cm. Dans la strate 380 - 430 cm elle a de nouveau atteint une valeur approchant de celle constatée dans la strate de surface récente (valeurs respectives: 0, 040 et 0, 052%).

Des considérations qui précèdent, on a tiré la conclusion qu'une eutrophisation assez soudaine s'est produite dans ce lac en commençant par la strate à 370 cm et continuant jusqu'à la surface. La matière organique antérieurement déposée dans les sédiments est d'une composition similaire à celle trouvée dans des sédiments récents, mais la quantité de cette matière organique trouvée au-delà du niveau de 370 cm est bien moindre (voir: teneur en carbone, tableau C 1). Cette interprétation concorde également avec la teneur en cendres des strates sédimentaires. Dans cette carotte aussi, une forte diminution de la teneur en cendres (niveau 300 - 350 cm) en regard d'une augmentation de la teneur en calcium du sédiment apparaissent simultanément. Dans la strate susdite le calcium augmente de 2, 7 à 33, 4%.

Tableau 22 - Lockhart Pond (No. 36) - Figure 26.

La teneur relative en carbone dans cette carotte diminue de fond jusqu'à la strate de 200 à 250 cm. Dans cette strate, on constate une brusque augmentation qui fait plus que doubler la teneur en carbone. Les chiffres du rapport C-H et de la solubilité dans le benzol et l'alcool révèlent que la décomposition de la matière organique a eu lieu spécialement dans les deux strates du fond trahissant des conditions oligotrophiques. Avec l'augmentation de la teneur en carbone au niveau de 200 cm la décomposition s'est brusquement ralentie. Le composant cellulose dans la matière organique de cette carotte est très fort dans les strates du fond mais faiblit dans les sédiments plus jeunes. Cependant, la brusque augmentation de la teneur en carbone au niveau de 200 cm n'est pas due à de la cellulose allochtone attendu que le rapport carbone-cellulose à ce niveau est très proche de l'unité. L'accroissement du carbone doit donc être imputé à une eutrophisation survenue abruptement au niveau de 200 - 250 cm. Dans cette strate, la teneur en azote a également augmenté de 16% presque (tableau N 1) et la teneur en cendres a diminué de 25, 0 à 13, 0%. On ne dispose de chiffres concernant le calcium.

Tableau C 23 - Lac de Whittaker (No. 37) - Figure 27.

Dans sa teneur relative en carbone, cette carotte nous fait

voir entre la strate 350 - 400 cm et celle de 300 à 350 cm une augmentation jusqu'au quadruple. La teneur absolue en carbone de la strate du fond est très basse (4, 54%, tableau C 1) et la matière organique y a été bien décomposée, avec un rapport C-H absolu de 7, 4 : 1, ce qui indique des conditions oligotrophiques à l'époque de la sédimentation. Là où le carbone augmente brusquement dans la strate de 300 à 350 cm, la décomposition s'est considérablement ralentie comme cela est indiqué par le rapport C-H. Une teneur en carbone maximum se trouve atteinte au niveau de 200 cm après quoi cette valeur décroît jusqu'à la strate de 50 à 100 cm pour augmenter de nouveau brusquement dans la strate la plus haute. Malgré les oscillations considérables dans la teneur en carbone en remontant à partir du niveau de 200 cm, le rapport C-H ne s'écarte pas beaucoup de la valeur de 0, 90. La décomposition de la matière organique n'a pas beaucoup affecté la teneur en carbone de ces sédiments au-dessous de la strate la plus haute. Dans cette dernière, la décomposition s'est produite en une très large mesure comme est indiqué par le rapport carbone-benzol et alcool. Le rapport carbone-cellulose au niveau de 300 cm, indique que l'augmentation de la teneur en carbone de cette strate n'était pas due à un afflux de matière allochtone; ce rapport est élevé et décèle une faible teneur en cellulose. Elle doit avoir été causée par une augmentation de la production organique dans le lac, c'est-à-dire, par eutrophisation. La teneur en azote a crue en proportion à ce niveau (voir tableau N 1). La teneur en cendres s'affaissa brusquement, antre les niveaux de 300 et de 350 cm, de 87, 9 à 57, 4% tandis que la teneur en calcium augmenta de 7, 1% à 350 cm, jusqu'à 13, 7% à 250 cm, augmentation qui s'est poursuivie dans les sédiments plus récents.

Tableau C 24 - Heart Lake (No. 39) - Figure 28.

Pour la carotte de ce lac, on ne dispose pas de chiffres complets concernant l'hydrogène. La teneur relative en carbone montre une fois de plus une brusque augmentation, en l'occurrence, en remontant à partir du niveau de 28 cm. La teneur absolue en substances solubles dans le benzol et l'alcool augmente rapidement au niveau où la teneur en cellulose décroît. Il est probable qu'ici encore, l'augmentation de la teneur en carbone a été le résultat d'une eutrophisation. En partant des valeurs de C^{14} disponibles pour la strate de 220 à 240 cm, on peut évaluer que cette augmentation dans la teneur en carbone s'est produite il y a 3.200 à 3.300 ans. On ne dispose pas, pour cette carotte, de chiffres pour le calcium.

Tableau C 25 - Lac de Miller (No. 41) - Figure 25.

La teneur en carbone s'accroît jusqu'à plus du double de sa valeur initiale dans la strate de 150 à 170 cm mais le rapport C-H ne s'écarte guère de l'unité tout le long de cette carotte. La décomposition organique a été sans importance dans ces sédiments.

La teneur en substances solubles dans le H_2SO_4 (cellulose) a très abruptement diminué entre les niveaux de 200 et 150 cm en comparaison de la teneur en carbone organique totale, ainsi que cela est révelé par le rapport C-H_2SO_4; en même temps la teneur en azote est devenue $2\frac{1}{2}$ fois plus grande. Tous les chiffres indiquent que la brusque augmentation au niveau 150-170 cm est due à l'eutrophisation. Au niveau de 170 cm la teneur en cendres baissa de 72, 9 à 48, 6% au niveau de 150 cm. La teneur en calcium baissa de 24, 0 à 4, 3%.

Tableau C 26 - Lac de Edwards (No. 43) - Figure 31.

La teneur en carbone de la strate la plus basse de cette carotte est relativement faible avec 68, 0% et un rapport C-H indiquant peu de décomposition de la matière organique. Dans la strate immédiatement au-dessus, la teneur en carbone augmente brusquement, tendance qui continue en remontant jusqu'à la strate de 100 cm. Celle-ci contient presque 11% de carbone de plus que le sédiment le plus haut. Les rapports C-H des strates successives jusqu'à 200 cm indiquent qu'il s'y est produit très peu de décomposition quoique la concentration relative des substances solubles dans le benzol et l'alcool ait augmenté. La teneur en azote de cette carotte ne cesse d'augmenter du bas jusqu'en haut (tableau N1) aboutissant à de hautes valeurs au niveau de 200 cm. Tous les chiffrent indiquent une eutrophisation rapide commençant à la strate de 300 à 350 cm. La teneur en cendres baisse dans la strate du fond (350 à 400 cm) de 84, 5 à 77, 6% et demeure haute dans toute la carotte. Dans toute la carotte, la teneur en calcium ne décèle pas de variations importantes.

Tableau C 27 - Petit Lac (Little Lake) (No. 44) - Figure 22.

Dans cette carotte, le rapport C-H se maintient à l'unité ou au-dessus dans toutes les strates au-dessus de celle de 200 à 250 cm. La teneur en carbone relative augmente dans les strates entre 50 et 150 cm, allant de pair avec une augmentation correspondante de l'hydrogène, de sorte que le rapport demeure proche de l'unité. Le fait que les changements dans la teneur en carbone sont dus en premier lieu à des variations dans les quantités absolues de matière organique déposée, se trouve en outre confirmé par la teneur en substances solubles dans le benzol et l'alcool. Le rapport entre elles et le carbone aussi demeure proche de l'unité en remontant à partir de la strate de 150 cm. Peu de décomposition s'est produite dans cette matière organique depuis sa déposition. Les substances solubles dans le H_2SO_4 ne varient pas non plus, ce qui révèle que la nature de la matière organique est restée similaire. Un coup d'oeil sur les chiffres pour le phosphore (tableau (P 1) décèle en outre une augmentation de la matière organique déposée au-dessus du niveau de 150 cm.

Tous les chiffres disponibles (carbone absolu, hydrogène, les substances solubles dans le benzol et l'alcool et dans le H_2SO_4

ainsi que le phosphore; Les concentrations relatives de ces substances et les taux du carbone) concourent pour indiquer qu'il s'est produit une brusque augmentation de la quantité de la matière organique déposée dans les sédiments de la strate de 150 cm. Une telle augmentation doit être attribuée à une eutrophisation. La teneur en cendres décroît de 67, 2 à 49, 8% dans la strate de fond, mais elle décroît encore plus dans les strates plus récentes, sauf dans la strate la plus haute dans cette carotte. Au niveau de 150 cm, la teneur en calcium baisse brusquement de 14, 9 à 2, 0% et reste basse jusqu'à la strate superficielle.

Tableau C 28 - Lac de Bass (No. 46) - Figure 34.

En remontant à partir du bas de cette carotte, on voit une brusque augmentation de la teneur en carbone dans le sédiment de la strate de 200 à 150 cm. Cette augmentation atteint son point culminant au niveau de 100 cm à partir d'où elle décline jusqu'au sommet de la carotte. Malgré les variations considérables de la teneur en carbone dans cette carotte assez courte, le rapport C-H ne montre que de faibles variations dans les strates au-dessus du niveau de 150 cm. La strate du fond a subi une décomposition plus poussée mais les rapports C-H aux niveaux plus élevés se rapprochent de l'unité et ne diffèrent donc pas beaucoup de la strate la plus haute quant au degré de leur décomposition organique. La particularité la plus intéressante de cette carotte est, ici aussi, la subite augmentation de sa teneur en matière organique à un niveau nettement déterminé. La décomposition de la matière organique s'est produite en particulier dans les deux strates du fond, probablement déposées dans des conditions oligotrophiques. La teneur en cendres dans la strate du fond a décru de 88.6% à 77, 2 à 150 cm. Dans cette même strate, la teneur en calcium montre une baisse similaire.

Tableau C 29 - Lac de Crow (No. 50) - Figure 24.

La carotte de ce lac montre, entre les niveaux de 200 et de 150 cm une brusque baisse dans la teneur relative en carbone, suivie, en remontant, d'une hausse ininterrompue jusqu'au niveau 0. Le rapport C-H montre peu de changement en dépit des variations de la teneur en carbone. Cette dernière est de nouveau la plus forte dans la strate la plus haute (13% dans les 50 cm supérieurs du sédiment). Les chiffres obtenus avec le benzol et l'alcool révèlent qu'il s'est produit quelque décomposition. Les caractéristiques de ces sédiments suggèrent des conditions eutrophiques reflétées dans un rapport C-H proche de l'unité et dans une forte teneur en azote (tableau N 1).

Tableau C 30 - Lac de Belmont (No. 51) - Figure 18.

La teneur en carbone absolue et relative baisse légèrement en remontant du fond de la carotte jusqu'au niveau de 100 cm pour

augmenter de nouveau rapidement jusqu'au sommet de la carotte. Les variations de la teneur en hydrogène sont proportionnelles de sorte que le rapport C-H demeure constant et proche de l'unité. La décomposition de la matière organique a été faible, ce que confirment les chiffres pour les substances solubles dans le benzol et l'alcool. La teneur en phosphore de la carotte demeure, elle aussi, relativement constante sauf dans les strates supérieures où se produit l'augmentation de la teneur en carbone.

L'augmentation de la matière organique dans la matière sédimentaire de ce lac a commencé à la strate de 50 cm et n'a pas été masquée par une décomposition intensive de la matière organique dans les sédiments. Le rapport C-H et la forte teneur en azote (tableau N 1) de ces sédiments trahissent des conditions eutrophiques.

Tableau C 31 - Lac de Musselman (No. 52) - Figure 19.

Dans cette carotte, les chiffres pour le carbone montrent une forte augmentation de la teneur en carbone relative au-dessus du niveau de 200 cm. Le rapport carbone-hydrogène montre une faible valeur à travers toute la carotte jusqu'à la strate supérieure. La conclusion évidente en est que, dans ce lac, une décomposition intense se produit dans la strate supérieure de ce sédiment. La matière organique contenue dans la strate de 250 à 300 cm a subi la décomposition la plus forte ainsi que l'indiquent le rapport C-H plus faible et les chiffres pour les substances solubles dans le benzol et l'alcool. Les changements de la teneur en carbone revèlent une fois de plus une déposition croissante de matière organique, qui s'est de nouveau produite brusquement à un niveau nettement déterminé dans la carotte. La décomposition assez avancée de la matière organique, la forte teneur en cendres et la faible teneur en calcium indiquent des conditions oligotrophiques. Les caractéristiques des sédiments plus récents révèlent une eutrophisation avec minéralisation plus lente de la matière organique et une croissante teneur absolue en graisses dans le sédiment.

Table C 1. Teneur en carbone en pourcentage du poids sec des sédiments de 38 lacs d'Ontario (cont.)

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	Les lacs sont identifiés par numéros																	
	1	2	3	4	5	7	9	11	12	20	21	22	23	25	26	31	34	39
0	[illegible]	1.61	1.16	[illegible]		8.96	6.23	32.52	20.34	27.73	24.09	36.36	[illegible]	11.47	16.48	[illegible]	[illegible]	[illegible]
0.3	6.37																	
2.5									28.53									
5.0	4.50	1.49												6.62				
7		1.52																
9							[illegible]											
10	[illegible]																	
12							6.51											
15		1.60								[illegible]								
18											[illegible]							
20	4.69														[illegible]	[illegible]		[illegible]
22	5.98																	
30		1.52								[illegible]			4.23					
35															5.23			
40											[illegible]					10.52 ?		
50		1.61									[illegible]	[illegible]	3.09	6.74		0.64		[illegible]
75			0.95															
85			[illegible]															
90												[illegible]						
98			0.79															
100	4.10				[illegible]						[illegible]	[illegible]						[illegible]
115			0.51															
120												9.77						
125																0.44		
135	[illegible]																	
150	5.48	3.54			[illegible]							[illegible]						[illegible]
160					35.39													
175					31.40							5.86						
180	[illegible]																	
200		2.88										3.79					[illegible]	[illegible]
250												[illegible]		[illegible]	[illegible]			[illegible]
280																		20.14
300												3.15						[illegible]
350												4.64						[illegible]
370												9.24						
380												4.99						
400														4.00			[illegible]	17.94
440																	[illegible]	
450															[illegible]			[illegible]
470															[illegible]			

Table C 1. Teneur en carbone en pourcentage du poids sec des sédiments de 38 lacs d'Ontario

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	Les lacs sont identifiés par numéros																			
	6	8	10	13	14	15	16	17	18	19	33	36	37	41	43	44	46	50	51	52
0	27.20	36.35	30.87	2.81	38.22	11.84	45.49	20.30	32.33	22.60	15.23	48.36	31.10	25.40	10.55	24.04	8.70	36.15	29.48	28.38
25								13.98												
30	31.27	17.35		3.96		8.33														
400						5.48														
50		33.78	36.70	6.82	41.46	4.00	59.86	7.39	45.52	25.96		44.50	14.17	28.83	10.01	33.37	14.61	31.13	14.91	23.96
62	42.76																			
100	44.54	32.94	34.97		34.43	3.09		0.42	44.62	24.48		51.00	19.29	30.10	11.68	30.62	15.57	28.30	10.64	17.69
120	23.33																			
135						0.45														
150	18.05	31.69	21.51		50.17					24.02		43.90	20.37	27.78	10.83	22.32	11.55	24.20	12.69	23.64
170										24.44				10.84						
180	26.19																			
200	41.02		16.14	6.58	51.77		56.86			23.05	10.28	44.26	27.49	12.44	10.35	12.19	4.49	33.79	13.64	14.23
220	30.37										1.99									
240				4.10																
250	33.90	20.88	9.75		54.11							25.99	20.59	13.59	8.42			30.25		7.31
268										38.56										
270	45.09																			
290										21.81										
300	43.59	24.33	13.22		53.74					28.98		38.08	20.50		10.27					
325										37.74										
350	41.91	28.00			50.18		16.16			28.72		41.27	4.54		7.17					
375					50.27															
400	42.15	16.57					11.83													
450	39.61	20.83					12.77													
500		24.74																		
535		38.82																		

Table C 2. La répartition de la fréquence du carbone dans les sédiments de 38 lacs d'Ontario en pourcentage du poids sec total

carbone en pourcentage du poids sec total	nombre d'échantillons	pourcentage des échantillons en chaque classe	pourcentage cumulatif
0 - 10.1	81	33.7	33.7
10.1 - 20.0	42	17.5	51.2
20.1 - 30.0	53	22.1	73.3
30.1 - 40.0	38	15.8	89.1
40.1 - 50.0	17	7.1	96.2
50.1 - 60.0	9	3.7	99.9
	240		

Table C 3. La répartition de la fréquence du carbone dans les sédiments de 38 lacs d'Ontario en pourcentage du poids sec sans le résidu en cendres

carbone en pourcentage du poids sec sans le résidu en cendres	nombre des échantillons	pourcentage des échantillons en chaque classe	pourcentage cumulatif
2.6 - 5.0	1	.43	.43
5.1 - 7.5	3	1.30	1.73
7.6 - 10.0	8	3.46	5.19
10.1 - 12.5	5	2.16	7.35
12.6 - 15.0	2	0.87	8.22
15.1 - 17.5	2	0.87	9.09
17.6 - 20.0	4	1.73	10.82
20.1 - 22.5	11	4.76	15.58
22.6 - 25.0	7	3.03	18.61
25.1 - 27.5	5	2.16	20.77
27.6 - 30.0	4	1.73	22.50
30.1 - 32.5	2	0.87	23.37
32.6 - 35.0	5	2.16	25.53
35.1 - 37.5	11	4.76	30.29
37.6 - 40.0	9	3.90	34.19
40.1 - 42.5	15	6.49	40.68
42.6 - 45.0	13	5.63	46.31
45.1 - 47.5	18	7.79	54.10
47.6 - 50.0	20	8.66	62.76
50.1 - 52.5	29	12.56	75.32
52.6 - 55.0	24	10.39	85.71
55.1 - 57.5	10	4.33	90.04
57.6 - 60.0	7	3.03	93.07
60.1 - 62.5	3	1.30	94.37
62.6 - 65.0	5	2.16	96.53
65.1 - 67.5	2	0.87	97.40
70.1 - 72.5	1	0.43	97.83
72.6 - 75.0	3	1.30	99.13
95.1 - 97.5	2	0.87	100.00

Table C 4. La teneur moyenne en carbone des lacs d'Ontario en pourcentage du poids sec sans cendres

numéro du lac	teneur en carbone	nombre d'échantillons	nombre de lacs dans chaque classe
3	7.4	5	1
4	10.6	3	1
7	20.5	2	
15	22.6	8	
9	23.6	5	7
2	25.0	10	
22	25.6	14	
33	25.8	1	
26	26.0	4	
13	34.1	4	
10	36.0	9	5
17	38.8	4	
5	39.5	4	
1	40.0	2	
8	41.6	13	
34	42.0	3	
6	42.7	18	
31	45.5	3	
44	46.1	6	11
39	46.5	11	
43	46.6	9	
46	46.9	6	
51	49.3	6	
41	49.6	7	
52	49.6	6	
12	50.1	4	
20	51.3	4	
16	51.4	2	
36	51.9	8	
11	52.0	4	10
37	52.4	8	
18	52.5	6	
50	54.6	7	
14	55.9	10	
21	57.8	6	
25	61.2	3	2
19	62.0	8	

Table C 5. La teneur en carbone de quelques sédiments lacustres, rapportée dans la littérature

Auteur	lac	carbone % poids sec
Hülsen, 1902	Petschino	0.12
Perfiliew, 1929	Gab (2-2.3 cm.)	1.11
	Pert (3.5 cm.)	1.35-1.48
Jenkin, Mortimer and Pennington,'41	Windermere	1.5-11.5
Perfiliew, l.c.	Gab (3.2-4.8 cm.)	1.56
	Pert (2.8-3.5 cm.)	1.68
Fehlmann and Minder, 1921	Zürich	1.74-6.7
Decksbach, 1925	Kossino	1.78-37.91
Perfiliew, l.c.	Gab (surface)	2.54
	Pert (surface)	2.42
	Pert (1.4-1.9 cm.)	2.87
Hülsen, l.c.	Tschornoje	3.15
Stangenberg, 1949	Wigry	3.43-20.98
Misra, 1938	Ullswater	5.28
	Ennerdale	5.42
Allen, Grindley and Brooks, 1953	Coniston (2-10 cm.)	6.30
Allgeier, Peterson and Juday, 1934	Trout	7.0
Allen et al., l.c.	Windermere	7.24
	Thirlmere	7.31
Misra, l.c.	Windermere	8.42
Allen et al., l.c.	Coniston (0-2 cm.)	8.53
Misra, l.c.	Coniston	9.04
Humphries, 1936	Windermere (littoral)	9.0-11.0
Allgeier, et al., l.c.	Silver	9.8
Misra, l.c.	Esthwaite	10.67
	Blelham Tem	12.00
Allen, et al., l.c.	Esthwaite (0-2 cm.)	12.66
	(2-10 cm.)	12.67
Humphries, l.c.	Windermere (profundal)	13.5
Allgeier, l.c.	Weber	15.6
Kudrjaschew, 1926	Bolschoje Medweschje	29.0
Hülsen, l.c.	Dolgoje	32.20
Allgeier, l.c.	Mary	33.1

Table C 6. Teneur en carbone de la lignine et des extraits à benzol-alcool, eau chaude, HCL 2% et H_2SO_4 72%, exprimée en pourcentage du carbone total dans les sédiments de 28 lacs d'Ontario

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	benzol-alcool	eau chaude	HCL 2%	H_2SO_4 72%	lignine
1. Jordan Harbour					
0	2.85	22.77	0.46	2.04	71.88
10	0.75	4.58	1.84	0.75	92.08
20	4.99	19.32	0.43	2.49	72.77
22	0.54	14.08	0.65	0.18	84.05
100	1.07	31.00	1.28	1.69	44.96
135	0.61	34.44	7.51	5.80	51.64
150	2.07	22.63	25.47	0.58	49.25
180	0.62	4.07	-	32.44	-
moyenne	1.69	19.11	5.38	5.75	62.38
2. Sixteen Mile Creek					
0	4.33	16.84	-	-	-
15	4.13	17.97	-	-	-
30	3.75	19.41	-	-	-
50	4.16	17.19	-	-	-
150	2.18	10.80	-	-	-
200	3.23	17.62	-	-	-
moyenne	3.63	16.64			

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	benzol-alcool	eau chaude	HCL 2%	H_2SO_4 72%	lignine
3. Lake Waterford					
75	7.61	34.25	-	-	-
85	8.75	36.81	-	-	-
98	5.31	30.09	-	-	-
115	11.02	37.20	-	-	-
moyenne	8.17	34.59	-	-	-
4. Blue Lake					
0	4.33	9.72	-	35.18	-
9. Sunfish Lake					
0	2.96	14.64	-	-	-
0	2.67	11.09	-	69.16	-
0	3.07	11.24	-	76.12	-
moyenne	2.90	12.32	-	72.64	-
10. Paradise Lake					
250	3.46	8.69	-	23.53	-

Table C 6 (cont.). Teneur en carbone de la lignine et des extraits à benzol-alcool, eau chaude, HCL 2% et H_2SO_4 72%, exprimée en pourcentage du carbone total dans les sédiments de 28 lacs d'Ontario

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	benzol-alcool	eau chaude	HCL 2%	H_2SO_4 72%	lignine
13. Wilcox Lake					
0	0.16	48.79	1.00	1.19	48.86
30	0.53	2.99	31.78	1.10	63.60
50	0.13	12.41	0.04	0.59	86.83
200	0.37	17.55	-	4.94	-
moyenne	0.30	20.43	9.40	1.95	66.43
14. Reesor Lake					
150	3.03	2.42	17.56	11.20	65.79
200	2.92	1.95	13.96	8.29	72.88
250	6.65	1.96	15.51	10.17	65.65
300	6.29	1.97	16.65	10.14	64.95
350	2.48	2.77	16.86	7.27	70.68
375	2.33	2.17	18.85	7.81	68.80
moyenne	3.95	2.27	16.56	9.15	68.13
15. White Lake					
0	2.10	7.07	-	10.17	-
50	3.53	12.65	-	27.80	-
100	3.59	16.81	-	48.63	-
135	7.56	33.11	-	-	-
moyenne	4.19	17.41	-	28.87	-

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	benzol-alcool	eau chaude	HCL 2%	H_2SO_4 72%	lignine
16. Lake Constance					
0	0.52	0.93	12.16	1.10	85.29
50	0.24	2.62	5.32	0.08	91.66
200	0.37	2.12	6.01	1.10	90.30
350	2.95	46.12	22.91	3.35	18.62
400	0.13	1.65	12.49	0.94	84.79
450	0.66	19.50	18.33	10.60	50.91
moyenne	0.81	12.16	12.87	2.86	70.26
17. Mississippi Lake					
0	-	-	-	-	-
25	0.20	19.69	43.03	3.33	37.10
50	0.53	15.00	33.31	3.19	47.97
100	0.06	1.82	26.15	1.22	70.67
moyenne	0.26	12.17	34.16	2.29	51.91
19. Taylor Lake					
0	2.08	16.02	41.91	7.91	28.04
50	2.38	27.09	35.15	-	-
100	1.33	14.38	38.36	0.00	45.91
150	2.25	29.56	17.38	6.96	43.85
170	1.53	1.70	58.96	-	-
200	1.74	25.20	15.24	4.78	53.04
230	2.91	32.12	29.10	2.10	33.77
268	2.33	37.75	26.51	2.52	30.83
300	1.78	48.49	26.12	6.48	17.13
325	0.82	26.29	14.70	1.32	56.87
350	1.66	21.69	20.81	14.37	41.41
moyenne	1.99	26.39	29.48	5.16	39.55

Table C 6 (cont.). Teneur en carbone de la lignine et des extraits à benzol-alcool, eau chaude, HCL 2% et H_2SO_4 72%, exprimée en pourcentage du carbone total dans les sédiments de 28 lacs d'Ontario

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	benzol-alcool	eau chaude	HCL 2%	H_2SO_4 72%	lignine
20. Otty Lake					
0	3.14	33.33	6.43	28.82	28.24
25. Chemung Lake					
5	0.04	4.35	16.11	1.95	76.89
50	1.24	25.68	-	0.57	-
250	0.07	2.65	3.10	1.85	92.35
400	0.22	11.61	0.69	0.13	87.35
moyenne	0.39	11.07	6.63	1.12	85.53
26. Rice Lake					
35	0.02	-	45.22	5.24	-
250	0.56	4.65	11.91	0.32	82.56
450	0.57	9.95	35.94	-	-
470	0.95	8.81	-	0.12	-
moyenne	0.52	7.80	31.02	1.89	82.56
31. Boat Lake					
0	1.31	32.50	23.17	0.11	42.85
20	0.05	6.44	0.00	0.22	92.85
125	0.13	15.68	2.55	33.43	78.31
moyenne	0.49	18.21	8.64	11.25	71.34
33. Silver Lake					
220	2.11	28.32	-	21.45	-
34. Puslinch Lake					
200	1.56	2.05	4.43	14.68	77.28
400	0.47	12.81	32.70	2.81	51.15
440	0.55	9.54	17.55	4.52	67.84
moyenne	0.86	8.13	18.23	7.34	65.42

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	benzol-alcool	eau chaude	HCL 2%	H_2SO_4	lignine
36. Lockhart Pond					
0	5.16	16.79	32.42	4.78	40.81
50	0.78	19.09	-	-	-
100	2.42	15.67	30.84	5.23	45.82
150	3.43	14.85	29.85	5.17	46.70
200	2.81	27.14	29.43	4.07	36.55
250	2.71	34.13	41.68	8.08	13.40
300	2.23	23.36	28.86	13.70	31.95
350	2.60	22.07	22.29	6.50	46.54
moyenne	2.77	21.64	30.77	6.78	37.40
37. Whittaker Lake					
0	1.82	18.74	13.11	12.03	54.24
50	1.85	15.49	21.23	5.84	55.57
100	2.12	14.26	22.52	4.20	52.86
150	1.90	14.87	23.06	6.31	53.86
200	2.61	27.80	12.09	8.90	48.60
250	2.78	19.29	17.21	9.33	51.33
300	3.74	32.63	-	5.22	-
350	1.63	23.05	40.50	6.35	28.47
moyenne	3.46	20.77	32.39	7.27	49.27
39. Heart Lake					
0	3.44	23.44	18.14	2.50	52.48
20	2.86	17.51	17.30	4.60	57.70
50	3.30	27.47	16.59	11.25	41.39
100	2.99	19.47	23.21	2.05	52.28
150	5.66	27.11	21.67	7.43	38.05
250	5.08	25.65	19.64	0.74	48.89
300	3.60	20.47	43.68	18.80	13.45
350	3.11	25.80	34.04	13.70	23.35
400	2.73	25.22	23.09	14.36	34.60
450	4.72	29.52	32.89	6.40	26.47
moyenne	3.75	24.17	24.60	8.19	38.87

Table C 6 (cont.) Teneur en carbone de la lignine et des extraits á benzol-alcool, eau chaude, HCL 2% et H_2SO_4 72%, exprimée en pourcentage du carbone total dans les sédiments de 28 lacs d'Ontario

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	benzol-alcool	eau chaude	HCL 2%	H_2SO_4 72%	lignine
41. Miller Lake					
0	5.30	33.66	26.38	11.65	22.01
50	4.02	24.22	26.80	15.00	29.96
100	10.24	30.83	24.54	7.39	26.98
150	4.43	32.69	27.28	9.30	26.00
170	0.97	14.04	11.63	-	-
200	3.16	20.99	29.93	11.70	44.20
250	1.76	26.13	17.37	12.61	42.11
moyenne	4.27	26.11	25.99	12.61	31.71
43. Edwards Lake					
0	2.71	23.55	19.10	5.24	49.40
50	2.18	24.71	22.14	2.99	47.92
100	3.75	15.56	31.78	2.22	46.65
150	2.01	13.42	17.57	0.78	66.16
200	4.16	19.01	22.18	1.02	53.59
250	2.73	19.72	14.63	3.65	59.27
300	2.44	17.09	59.68	3.13	19.66
350	1.58	15.16	13.91	3.21	66.14
moyenne	2.69	18.53	25.12	2.78	51.09
44. Little Lake					
0	4.02	24.88	33.25	8.67	29.18
50	3.45	15.11	29.31	7.39	44.74
100	3.08	14.49	21.88	5.90	54.65
150	2.31	12.86	28.99	7.67	48.17
200	1.95	12.60	29.48	5.10	50.87
moyenne	2.96	15.99	28.58	6.94	45.52

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	benzol-alcool	eau chaude	HCL 2%	H_2SO_4 72%	lignine
46. Baes Lake					
0	1.76	12.87	21.52	9.56	54.29
50	1.68	20.27	30.84	5.99	41.22
100	2.75	16.65	39.04	6.84	34.72
150	1.72	14.78	17.22	9.83	56.45
200	0.94	7.30	14.56	-	-
moyenne	1.77	14.37	24.63	8.05	46.67
50. Crow Lake					
0	4.70	17.52	28.08	0.70	49.00
50	4.34	16.52	19.19	15.28	44.67
100	3.98	16.74	14.43	12.44	52.41
150	4.50	16.52	16.53	22.99	39.46
200	4.68	19.34	21.91	19.79	34.28
250	4.57	16.81	18.97	22.33	37.32
moyenne	4.46	17.24	19.85	15.59	42.85
51. Belmont Lake					
0	3.19	16.54	24.21	5.72	50.34
50	1.64	11.85	24.97	3.48	58.06
100	1.92	10.15	18.94	12.44	56.55
150	2.47	17.03	26.29	34.94	19.27
200	2.04	14.38	25.46	10.45	47.67
moyenne	2.25	13.99	23.97	13.40	46.38
52. Musselman Lake					
0	2.36	12.63	36.14	5.57	43.30
50	2.32	14.14	25.11	16.25	42.18
100	1.85	8.97	31.37	1.10	56.71
150	2.57	18.18	32.48	15.65	31.12
200	1.88	8.07	22.31	4.56	63.18
250	0.89	7.57	24.15	12.62	44.77
moyenne	1.98	11.61	28.59	9.29	46.88

Table C 8. Le rapport du carbone au nitrogène dans les sédiments de 37 lacs d'Ontario

Profondeur de la couche dans la carotte en cm.	Les lacs sont identifiés par numéros																
	1	2	3	4	5	7	9	11	12	20	21	22	25	26	31	34	39
0	11.2	6.0	11.8	13.1		12.2	14.1	10.7	10.0	10.9	12.0	13.3	21.2	5.9	5.6	7.9	11.4
0.3	5.4																
2.5																	
5.0	9.5	7.8											11.1				
7		7.4															
9																	
10	5.8																
12																	
15		9.7								11.3							
18											10.6						
20	8.3													17.8	13.0		29.9
22	10.0																
30		7.3								11.6							
35														3.3			
40											12.4				14.4		
50		9.5									12.4	12.4	9.5		2.3		48.5
75			9.8														
85			10.3														
90							13.4					12.2					
98			12.0														
100	9.5				13.0							11.9					18.8
115			8.8														
120							16.8					12.3					
125																	
135	6.6																
150	4.9	9.3			12.7							12.2					26.3
160					12.0												
170																	
175					12.3							12.4					
180	5.5																
200		8.3							9.3			11.7				13.3	22.0
250												13.3		6.0			14.1
280													12.7				10.6
300												13.5					12.4
350												13.9					10.8
370												14.9					
380												16.9					
400																10.2	9.4
440																14.0	
450																	9.5
470																	
Moyenne	7.7	8.16	10.5	13.1	12.5	12.2	14.6	10.7	9.8	11.1	11.8	13.1	13.6	8.2	8.8	11.3	19.5

Table C 8. Le rapport du carbone au nitrogène dans les sédiments de 37 lacs d'Ontario (cont)

Profondeur de la couche dans la carotte en cm.	Les lacs sont identifiés par numéros																			
	6	8	10	13	14	15	16	17	18	19	33	36	37	41	43	44	46	50	51	52
0	10.3	12.3	13.7	10.0	11.4	13.0	27.0	15.8		12.4	15.2	12.3	13.3	11.3	11.5	10.7	7.6	14.5	13.2	15.7
25								17.8												
30		13.3		10.0		13.4														
40						12.5														
50	12.1	14.9	11.6	13.9	11.4	12.0	36.4	14.5	10.4	14.1		11.3	11.1	11.8	10.6	11.3	23.8	13.6	16.6	14.1
62	11.9																			
100		12.4	12.7		12.4	11.7		9.2	10.7	10.0		12.3	13.1	11.7	14.7	10.8	12.5	15.3	10.2	14.2
120	12.0																			
135						8.9														
150	12.3	11.9	13.2		17.2					10.6		10.0	11.9	12.0	12.2	11.5	13.0	12.3	15.2	12.4
170										16.0				12.5						
180	12.4																			
200			13.9	13.8	19.5		48.3			12.8	24.9	10.7	13.3	12.7	11.7	11.4	13.7	14.1	16.0	13.6
220	12.7										7.5									
240				9.1																
250	11.1	12.4	13.5		16.0							7.3	12.0	12.7	12.6			13.7		14.3
268										11.9										
270	11.2																			
290										25.1										
300	12.0	12.9	14.0		14.9					12.1		11.5	10.9		13.1					
325										18.8										
350	12.5	13.3			17.6		9.0			12.9		11.3	10.7		11.5					
375					18.5															
400	12.1	13.6					7.2													
450	10.7	13.2					9.5													
500		12.6																		
535		13.4																		
Moyenne	11.8	13.0	12.9	13.1	15.4	11.8	20.8	13.4	9.9	14.2	15.2	10.8	12.0	12.1	12.2	11.1	14.1	13.7	14.2	14.0

Table C 9.
La répartition du rapport carbone : nitrogène en pourcentage du nombre total des échantillons analysées

carbone / nitrogène	pourcentage du nombre total des échantillons (239)	pourcentage cumulatif
2.1 - 2.5	.42	.42
2.6 - 3.0		
3.1 - 3.5	.42	.84
3.6 - 4.0		
4.1 - 4.5		
4.6 - 5.0	.42	1.26
5.1 - 5.5	.84	2.10
5.6 - 6.0	2.10	4.20
6.1 - 6.5		
6.6 - 7.0	.42	4.62
7.1 - 7.5	2.10	6.72
7.6 - 8.0	1.26	7.98
8.1 - 8.5	2.10	10.08
8.6 - 9.0	1.26	11.34
9.1 - 9.5	5.86	17.22
9.6 -10.0	4.60	21.84
10.1 -10.5	2.52	24.36
10.6 -11.0	7.10	31.50
11.1 -11.5	7.95	39.48
11.6 -12.0	10.46	49.98
12.1 -12.5	12.59	62.58
12.6 -13.0	6.28	68.88
13.1 -13.5	7.95	76.86
13.6 -14.0	5.02	81.90
14.1 -14.5	4.20	86.10
14.6 -15.0	1.68	87.78
15.1 -15.5	.84	88.62
15.6 -16.0	2.10	90.72
16.1 -16.5	.42	91.14
16.6 -17.0	1.26	92.40
17.1 -17.5	.42	92.82
17.6 -18.0	1.26	94.08
18.1 -18.5	.42	94.50
18.6 -19.0	1.26	95.34
19.1 -19.5	.42	95.76
21.1 -21.5	.42	96.18
21.6 -22.0	.42	96.60
27.1 -27.5	.42	97.02
29.6 -30.0	.42	97.44
36.1 -36.5	.42	97.86

Table C 10.
La répartition de 37 lacs d'Ontario selon le rapport moyen carbone : nitrogène dans leurs sédiments

carbone / nitrogène valeur moyenne de toutes les échantillons du lac	nombre de lacs
7.1 - 8.0	1
8.1 - 9.0	3
9.1 -10.0	2
10.1 -11.0	3
11.1 -12.0	7
12.1 -13.0	6
13.1 -14.0	7
14.1 -15.0	4
15.1 -16.0	2
19.1 -20.0	1
20.1 -21.0	1

Table C 11.
Le rapport moyen carbone : nitrogène dans les carottes des sédiments de 37 lacs d'Ontario par ordre de profondeur

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	nombre d'échantillons	C/N moyen
0	53	13.1
5	3	9.4
15	2	10.5
20	4	17.2
25	1	17.8
30	5	11.1
50	27	14.5
100	20	12.3
150	19	12.7
200	19	16.6
250	13	12.2
300	10	12.7
350	10	12.3
400	4	11.3
450	3	11.1

Table 1. La teneur en hydrogène de l'échantillon original et la teneur en carbone de l'extrait à benzol-alcool, exprimées en pourcentage du carbone total de l'échantillon

Teneur en hydrogène de l'échantillon original exprimée en pourcentage du carbone total	teneur en carbone de l'extrait à benzol-alcool exprimée en pourcentage du carbone total de l'échantillon original
5.93	0.04
2.78	0.05
3.72	0.07
4.22	0.13
3.12	0.13
4.25	0.16
2.27	0.28
8.13	0.42
8.44	0.53
3.88	0.53
5.80	0.55
3.80	0.56
14.71	0.78
5.51	0.89
5.09	0.97
moyenne 5.46	0.41
17.09	1.07
10.51	1.24
7.91	1.31
4.96	1.58
8.76	1.63
9.85	1.64
9.71	1.69
9.06	1.72
7.28	1.76
11.97	1.82
7.68	1.85
12.19	1.85
10.15	1.86
4.33	1.88
9.49	1.90
6.91	1.92
8.93	1.95
moyenne 9.23	1.70

teneur en hydrogène de l'échantillon original exprimée en pourcentage du carbone total	teneur en carbone de l'extrait à benzol-alcool exprimée en pourcentage du carbone total de l'échantillon original
6.13	2.01
9.75	2.04
15.90	2.07
8.89	2.12
7.88	2.18
14.54	2.23
8.25	2.31
8.63	2.32
9.60	2.33
11.21	2.36
7.94	2.44
12.28	2.47
16.58	2.48
7.63	2.57
15.35	2.60
13.13	2.61
9.10	2.71
7.51	2.73
10.33	2.75
10.67	2.78
12.49	2.81
10.20	2.86
8.48	2.92
12.07	2.95
moyenne 11.31	2.49
10.24	3.03
9.49	3.08
12.96	3.14
18.09	3.24
11.91	3.43
9.84	3.44
9.00	3.75
9.59	3.76
16.84	3.83
13.52	3.94
11.27	3.98
moyenne 12.07	3.07
12.82	4.02
14.79	4.02
7.74	4.16
13.20	4.34
14.70	4.43
9.06	4.54
13.23	4.57
14.91	4.68
13.60	4.70
moyenne 11.58	4.40
14.96	5.16
15.01	5.30
moyenne 14.98	5.23
10.90	6.65
23.65	6.75
moyenne 17.27	6.70
35.90	9.10

Table C 13. La corrélation entre le rapport C/N, phosphore total et phosphore soluble dans 2% HCl dans les sédiments de 20 lacs d'Ontario

C : N	P total	nombre d'échantillons	P soluble dans 2% HCl	nombre d'échantillons
3.1 - 4.0	-	-	.048	1
4.1 - 5.0	.102	1	.045	1
5.1 - 6.0	.069	4	.069	3
6.1 - 7.0	.031	1	.054	1
7.1 - 8.0	.094	7	.042	7
8.1 - 9.0	.100	8	.062	7
9.1 -10.0	.116	19	.043	15
10.1 -11.0	.102	21	.048	14
11.1 -12.0	.077	39	.029	33
12.1 -13.0	.063	47	.031	19
13.1 -14.0	.042	26	.028	14
14.1 -15.0	.060	9	.028	9
15.1 -16.0	.044	4	.027	4
16.1 -17.0	.038	5	.024	3
17.1 -18.0	.033	3	.032	3
18.1 -19.0	.015	1	.022	3
19.1 -20.0	.010	1	.007	1

Table C 14. Teneur en carbone des sédiments profonds en pourcentage de celle des sédiments de surface de 35 lacs d'Ontario, rapportée au poids sec total (A) et au poids sec sans cendres (B)

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	Les lacs sont identifiés par numéros																			
	6		8		10		13		14		15		16		17		18		19	
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0
25															68.9					
30			47.7	58.2			141.0	93.3			70.4	80.2								
40											46.3	52.0								
50	115.1	119.8	92.9	115.3	118.9	98.4	242.8	124.3	108.6	101.5	33.8	38.5	131.7		36.4		140.6		115.0	
62	157.3	141.0																		
100	163.9	141.4	90.6	91.0	113.3	96.8			90.2	99.6	26.1	33.6			2.1		137.8		108.4	
120	85.8	101.5																		
135											3.8	46.8								
150	66.4	83.0	87.1	88.7	69.7	68.9			131.4	105.4									106.4	
170																			108.3	
180	96.4	105.0																		
200	150.9	135.1			52.3	55.9	234.2	57.4	135.6	119.8			125.1						102.1	
220	111.7	114.9																		
240							146.0													
250	124.7	128.8	57.4	67.3	31.6	37.9			141.8	111.0										
268																			170.8	
270	165.9	150.2																		
290																			96.6	
300	160.4	141.1	66.9	74.7	42.8	48.7			140.8	110.5									128.4	
325																			167.2	
350	154.2	143.1	77.0	81.3					131.5	102.4			35.5						127.2	
375									131.7	105.9										
400	155.1	139.4	45.5	56.9									26.0							
450	145.8	150.4	57.3	66.1									28.1							
500			68.0	76.4																
535			106.7	102.6																

Table C 14. (cont.) Teneur en carbone des sédiments profonds en pourcentage de celle des sédiments de surface de 35 lacs d'Ontario, rapportée au poids sec total (A) et au poids sec sans cendres (B)

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	Les lacs sont identifiés par numéros															
	1		2		3		4		9		12		20		21	
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
0	100.0		100.0	100.0	100.0	100.0	100.0		100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0
0.3	89.1															
2.5											140.4					
5.0	62.9		92.5	68.7												
7			94.4	89.0												
9									92.7							
10	52.3															
12									104.5	112.3						
15			99.4	89.8									81.9	109.6		
18															95.0	
20	65.6											106.3				
22	83.7															
30			94.4	94.7									108.2	94.6		
35																
40															115.2	110.3
50			100.0	91.0											132.3	115.8
75					82.0	95.1										
85					66.4	80.8										
90																
98					68.2	119.7										
100	57.3														139.7	118.8
115					44.0	58.9										
120																
125																
135	69.0															
150	76.7		219.9	190.3												
160																
175																
180	88.4															
200			178.9	171.0												

Table C 14. (cont.) Teneur en carbone des sédiments profonds en pourcentage de celle des sédiments de surface de 35 lacs d'Ontario, rapportée au poids sec total (A) et au poids sec sans cendres (B)

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	Les lacs sont identifiés par numéros													
	22		23		25		26		31		34		39	
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
0	100.0	100.0	100.0		100.0		100.0		100.0	100.0	100.0		100.0	100.0
5					57.7									
20							131.2		26.5	176.9			136.9	122.7
30			56.9											
35							31.7							
40														
50	88.1	90.2	49.6		58.8				16.8				104.7	100.1
90	71.7	78.5												
100	52.4	62.6											93.4	95.7
120	26.9	37.4												
125									11.5	57.6				
150	18.7	27.4											86.4	104.9
175	16.1	24.1												
200	10.4	16.2									252.6		97.2	
250	10.4	16.2			40.7		19.1						91.1	106.1
280													60.6	
300	8.7	13.7											53.8	87.2
350	12.8	20.4											56.9	175.8
370	25.4	46.8												
380	13.7	80.8												
400					34.9						240.0		54.0	89.9
440											26.0			
450							21.8						63.1	95.8
470							28.7							

Table C 14. (cont.) Teneur en carbone des sédiments profonds en pourcentage de celle des sédiments de surface de 35 lacs d'Ontario, rapportée au poids sec total (A) et au poids sec sans cendres (B)

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	Les lacs sont identifiés par numéros																			
	33		36		37		41		43		44		46		50		51		52	
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
0	100.0		100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0
25																				
30																				
40																				
50			92.1	91.0	45.6	79.3	113.6	99.3	94.9	94.4	138.8	105.3	168.0	94.2	87.0	96.8	50.6	95.4	84.4	137.8
62																				
100			105.5		62.0	93.7	118.6	103.9	110.7	92.6	127.4	104.6	179.0	95.3	79.2	98.2	36.1	90.0	62.3	139.7
120																				
135																				
150			90.8	91.1	65.5	101.5	109.4	101.6	102.7	101.7	92.8	86.7	132.8	101.2	67.9		43.0	84.6	83.3	124.1
170							42.7	75.4	98.1		50.7		51.6		94.4		46.3		50.1	
180																				
200	67.5		91.6	93.7	88.4	109.5	49.0	79.4		94.2		72.5		79.1		98.9		87.7		129.9
220	13.1																			
240																				
250			41.0		66.2	91.7	53.5	93.8	79.8	108.0					84.6	92.9			25.8	69.3
268																				
270																				
290																				
300			59.9	96.3	65.9	82.4			97.3	96.2										
325																				
350			72.6	121.7	14.6	64.1			68.0	96.9										

Table C 15. Hydrogène, extraits à benzol-alcool et à acide sulfurique 72% dans les sédiments de Sixteen Mile Creek (2)

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	hydrogène en pourcentage du poids sec	hydrogène en pourcentage de sa teneur à la surface (0 cm.)	extrait à benzol-alcool en pourcentage du poids sec	extrait à benzol-alcool en pourcentage de sa teneur à la surface (0 cm.)	extrait à l'acide sulfurique en pourcentage de sa teneur à la surface (0 cm.)
0	0.775	100.0	0.106	100.0	100.0
15	0.668	86.2	0.100	94.4	81.1
30	0.734	94.7	0.086	81.2	76.0
50	0.701	90.5	0.101	95.3	84.1
150	0.789	101.8	0.116	109.5	90.6
200	0.548	70.7	0.141	133.1	85.4

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	carbone / hydrogène	carbone / extrait à benzol-alcool	carbone / extrait à H_2SO_4
0	1.00	1.00	1.00
15	1.15	1.05	1.23
30	1.00	1.16	1.24
50	1.11	1.05	1.19
150	2.16	2.01	2.43
200	2.53	1.34	2.09

Table C 6. Hydrogène, extraits à benzol-alcool et à acide sulfurique 72% dans les sédiments de Puslinch Lake (6)

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	hydrogène en pourcentage du poids sec	hydrogène en pourcentage de sa teneur à la surface (0 cm.)	extrait à benzol-alcool en pourcentage du poids sec	extrait à benzol-alcool en pourcentage de sa teneur à la surface (0 cm.)	extrait à l'acide sulfurique en pourcentage de sa teneur à la surface (0 cm.)
0	3.180	100.0			
50	3.874	121.9			
62	5.320	167.4			
100	5.826	183.3			
120	3.220	101.3			
150	2.541	80.0			
180	3.626	114.1			
200	5.634	177.3			
220	4.224	132.9			
250	3.556	111.9			
270	4.576	144.0			
300	5.824	183.3			
350	5.595	176.1			
400	5.642	177.5			
450	4.380	137.8			

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	carbone / hydrogène
0	1.00
50	0.94
62	0.94
100	0.89
120	0.85
150	0.83
180	0.84
200	0.85
220	0.84
250	1.11
270	1.15
300	0.87
350	0.87
400	0.87
450	1.06

Table C 17. Hydrogène, extraits à benzol-alcool et à acide sulfurique 72% dans les sédiments de Hofstatter Lake (8)

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	hydrogène en pourcentage du poids sec	hydrogène en pourcentage de sa teneur à la surface (0 cm.)
0	4.620	100.0
30	2.434	52.7
50	4.679	101.3
100	4.363	94.5
150	4.153	89.9
250	2.800	60.6
300	3.238	70.1
350	3.679	79.7
400	2.265	49.0
450	2.823	61.6
500	3.297	71.4
535	4.873	105.5

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	carbone / hydrogène
0	1.00
30	0.90
50	0.92
100	0.96
150	0.97
250	0.95
300	0.95
350	0.97
400	0.93
450	0.93
500	0.95
535	1.01

Table C 18. Hydrogène, extraits à benzol-alcool et à acide sulfurique 72% dans les sédiment de Paradise Lake (10)

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	hydrogène en pourcentage du poids sec	hydrogène en pourcentage de sa teneur à la surface (0 cm.)	extrait à benzol-alcool en pourcentage du poids sec	extrait à benzol-alcool en pourcentage de sa teneur à la surface (0 cm.)	extrait à l'acide sulfurique en pourcentage de sa teneur à la surface (0 cm.)
0	4.147	100.0			
50	5.075	122.3			
100	4.716	113.6			
150	2.870	69.2			
200	2.159	52.0			
250	1.415	34.1			
300	1.898	45.7			

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	carbone / hydrogène
0	1.00
50	0.97
100	1.00
150	1.01
200	1.01
250	0.93
300	0.94

Table C 19. Hydrogène, extraits à benzol-alcool et à acide sulfurique 72% dans les sédiments de Reesor Lake (14)

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	hydrogène en pourcentage du poids sec	hydrogène en pourcentage de sa teneur à la surface (0 cm.)
0	4.952	100.0
50	5.119	103.4
100	4.374	88.3
150	5.138	103.8
200	4.390	88.7
250	5.896	119.1
300	2.366	47.8
350	8.326	168.2
375	4.823	97.5

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	carbone / hydrogène
0	1.00
50	1.05
100	1.02
150	1.27
200	1.53
250	1.19
300	2.95
350	0.78
375	1.35

Table C 20. Hydrogène, extraits à benzol-alcool et à acide sulfurique 72% dans les sédiments de White Lake (15)

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	hydrogène en pourcentage du poids sec	hydrogène en pourcentage de sa teneur à la surface (0 cm.)	extrait à benzol-alcool en pourcentage du poids sec	extrait à benzol-alcool en pourcentage de sa teneur à la surface (0 cm.)	extrait à l'acide sulfurique en pourcentage de sa teneur à la surface (0 cm.)
0	1.696	100.0	0.377	100.0	100.0
30	1.249	73.7	-	-	-
40	0.821	48.4	-	-	-
50	0.637	37.6	0.213	56.4	92.4
100	0.519	30.6	0.168	44.5	124.9
135	0.165	9.7	0.052	13.8	343.0

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	carbone / hydrogène	carbone / extrait à benzol-alcool	carbone / extrait à H_2SO_4
0	1.00	1.00	1.00
30	0.95	-	-
40	0.96	-	-
50	0.90	0.60	0.37
100	0.85	0.59	0.21
135	0.39	0.27	0.01

Table C 21. Hydrogène, extraits à benzol-alcool et à acide sulfurique 72% dans les sédiments de Scugog Lake (22)

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	hydrogène en pourcentage du poids sec	hydrogène en pourcentage de sa teneur à la surface (0 cm.)
0	4.208	100.0
50	4.015	95.4
90	3.341	79.4
100	2.508	59.6
120	1.270	30.2
150	0.925	22.0
175	0.800	19.0
200	0.540	12.8
250	0.524	12.4
300	0.459	10.9
350	0.639	15.2
370	1.152	27.4
380	0.561	13.3

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	carbone / hydrogène
0	1.00
50	0.92
90	0.90
100	0.88
120	0.89
150	0.85
175	0.85
200	0.81
250	0.84
300	0.80
350	0.84
370	0.93
380	1.03

Table C 22. Hydrogène, extraits à benzol-alcool et à acide sulfurique 72% dans les sédiments de Lockhart Pond (36)

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	hydrogène en pourcentage du poids sec	hydrogène en pourcentage de sa teneur à la surface (0 cm.)	extrait a benzol-alcool en pourcentage du poids sec	extrait à benzol-alcool en pourcentage de sa teneur à la surface (0 cm.)	extrait à l'acide sulfurique en pourcentage de sa teneur à la surface (0 cm.)
0	5.356	100.0	2.799	100.0	100.0
50	5.165	96.5	0.417	14.9	-
100	-	-	1.869	66.7	155.7
150	5.181	96.8	2.262	80.7	131.4
200	5.080	94.9	1.733	61.9	96.7
250	-	-	1.069	38.2	122.6
300	4.396	82.1	1.023	36.5	241.8
350	4.593	85.8	1.178	42.0	113.6

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	carbone / hydrogène	carbone / extrait à benzol-alcool	carbone / extrait à H_2SO_4
0	1.00	1.00	1.00
50	0.95	6.20	-
100	-	1.58	0.68
150	0.94	1.00	0.69
200	0.96	1.48	0.95
250	-	1.07	0.33
300	0.73	1.64	0.25
350	0.85	1.73	0.64

Table C 23 Hydrogène, extraits à benzol-alcool et à acide sulfurique 72% dans les sédiments de Whittaker Lake (37)

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	hydrogène en pourcentage du poids sec	hydrogène en pourcentage de sa teneur à la surface (0 cm.)	extrait à benzol-alcool en pourcentage du poids sec	extrait à benzol-alcool en pourcentage de sa teneur à la surface (0 cm.)	extrait à lacide sulfurique en pourcentage de sa teneur à la surface (0 cm.)
0	2.950	100.0	0.681	100.0	100.0
50	1.496	50.7	0.546	80.2	38.4
100	2.047	69.4	0.739	108.5	32.7
150	2.131	72.2	0.645	94.7	47.8
200	2.740	92.9	0.826	121.3	62.7
250	2.279	77.2	0.898	131.9	67.3
300	2.288	77.6	1.009	148.2	29.8
350	0.611	20.7	0.173	25.4	14.9

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	carbone / hydrogène	carbone / extrait à benzol-alcool	carbone / extrait à H_2SO_4
0	1.00	1.00	1.00
50	0.90	0.57	1.19
100	0.89	0.57	1.90
150	0.91	0.69	1.37
200	0.95	0.73	1.41
250	0.86	0.50	0.98
300	0.85	0.44	2.21
350	0.70	0.57	0.98

Table C 24. Hydrogène, extraits à benzol-alcool et à acide sulfurique 72% dans les sédiments de Heart Lake (39)

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	hydrogène en pourcentage du poids sec	hydrogène en pourcentage de sa teneur à la surface (0 cm.)	extrait à benzol-alcool en pourcentage du poids sec	extrait à benzol-alcool en pourcentage de sa teneur à la surface (0 cm.)	extrait à l'acide sulfurique en pourcentage de sa teneur à la surface (0 cm.)
0	4.108	100.0	1.734	100.0	100.0
20	4.193	102.1	1.781	102.8	226.0
50	5.162	125.7	1.741	100.4	454.0
100	3.846	693.7	1.403	80.9	78.5
150	5.219	127.1	2.463	142.1	312.2
200	4.377	106.6			
250			2.329	134.4	31.7
300			0.975	56.2	656.3
350			0.887	51.2	964.9
400			0.742	42.8	517.0
450			1.499	86.5	245.4

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	carbone / hydrogène	carbone / extrait à benzol-alcool	carbone / extrait à H_2SO_4
0	1.00	1.00	1.00
20	1.34	1.33	0.61
50	0.83	1.04	0.23
100	1.00	1.15	1.19
150	0.68	0.61	0.28
200	0.91		
250		0.68	2.88
300		0.96	0.08
350		1.11	0.06
400		1.26	0.10
450		0.73	0.26

Table C 9 Hydrogène, extraits à benzol-alcool et à acide sulfurique 72% dans les sédiments de Miller Lake (41)

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	hydrogène en pourcentage du poids sec	hydrogène en pourcentage de sa teneur à la surface (0 cm.)	extrait à benzol-alcool en pourcentage du poids sec	extrait à benzol-alcool en pourcentage de sa teneur à la surface (0 cm.)	extrait à l'acide sulfurique en pourcentage de sa teneur à la surface (0 cm.)
0	3.136	100.0	1.678	100.0	100.0
50	3.788	120.8	1.561	93.0	158.0
100	3.881	123.8	3.570	212.8	69.9
150	3.437	109.6	1.568	93.4	89.4
170	1.405	44.8	0.406	24.2	-
200	1.548	49.4	0.772	46.0	77.7
250	1.713	54.6	0.430	25.6	83.7

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	carbone / hydrogène	carbone / extrait à benzol-alcool	carbone / extrait à H_2SO_4
0	1.00	1.00	1.00
50	0.94	1.22	0.72
100	0.96	0.56	1.70
150	1.00	1.17	1.22
170	0.95	1.76	-
200	0.99	1.06	0.63
250	0.98	2.09	0.64

Table C 26. Hydrogène, extraits à benzol-alcool et à acide sulfurique 72% dans les sédiments de Edwards Lake (43)

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	hydrogène en pourcentage du poids sec	hydrogène en pourcentage de sa teneur à la surface (0 cm.)	extrait à benzol-alcool en pourcentage du poids sec	extrait à benzol-alcool en pourcentage de sa teneur à la surface (0 cm.)	extrait à l'acide sulfurique en pourcentage de sa teneur à la surface (0 cm.)
0	1.363	100.0	0.615	100.0	100.0
50	1.192	87.6	0.498	81.1	53.1
100	1.420	104.4	0.896	146.0	46.2
150	1.308	96.1	0.650	105.9	29.5
200	1.266	93.0	1.032	168.2	18.8
250	1.108	81.4	0.609	99.3	54.5
300	1.489	109.4	0.694	113.1	57.2
350	0.866	63.6	0.427	69.6	40.8

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	carbone / hydrogène	carbone / extrait à benzol-alcool	carbone / extrait à H_2SO_4
0	1.00	1.00	1.00
50	1.13	1.17	1.79
100	1.06	0.76	2.40
150	1.07	0.97	3.48
200	1.05	0.58	5.22
250	0.98	0.80	1.46
300	0.89	0.86	1.70
350	1.07	0.98	1.67

Table C 27. Hydrogène, extraits à benzol-alcool et à acide sulfurique 72% dans les sédiments de Little Lake (44)

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	hydrogène en pourcentage du poids sec	hydrogène en pourcentage de sa teneur à la surface (0 cm.)	extrait à benzol-alcool en pourcentage du poids sec	extrait à benzol-alcool en pourcentage de sa teneur à la surface (0 cm.)	extrait à l'acide sulfurique en pourcentage de sa teneur à la surface (0 cm.)
0	2.943	100.0	1.399	100.0	100.0
50	4.029	137.0	1.742	124.5	124.0
100	3.750	127.5	1.844	131.8	117.1
150	2.600	88.4	1.105	79.0	121.4
200	1.529	52.0	0.654	46.7	56.7

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	carbone / hydrogène	carbone / extrait à benzol-alcool	carbone / extrait à H_2SO_4
0	1.00	1.00	1.00
50	1.01	1.11	1.12
100	1.00	0.97	1.08
150	1.05	1.17	0.77
200	0.97	1.09	0.89

Table C 28. Hydrogène, extraits à benzol-alcool et à acide sulfurique 72% dans les sédiments de Bass Lake (46)

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	hydrogène en pourcentage du poids sec	hydrogène en pourcentage de sa teneur à la surface (0 cm.)	extrait à benzol-alcool en pourcentage du poids sec	extrait à benzol-alcool en pourcentage de sa teneur à la surface (0 cm.)	extrait à l'acide sulfurique en pourcentage de sa teneur à la surface (0 cm.)
0	1.066	100.0	0.391	100.0	100.0
50	1.897	179.1	0.476	121.8	134.8
100	1.928	182.0	0.779	199.4	128.3
150	1.539	145.3	0.443	113.4	200.3
200	0.656	61.9	0.232	59.4	81.2

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	carbone / hydrogène	carbone / extrait à benzol-alcool	carbone / extrait à H_2SO_4
0	1.00	1.00	1.00
50	0.94	1.38	1.25
100	0.98	0.90	1.40
150	0.91	1.17	0.66
200	0.84	0.87	0.64

Table C 39. Hydrogène, extraits à benzol-alcool et à acide sulfurique 72% dans les sédiments de Crow Lake (50)

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	hydrogène en pourcentage du poids sec	hydrogène en pourcentage de sa teneur à la surface (0 cm.)	extrait à benzol-alcool en pourcentage du poids sec	extrait à benzol-alcool en pourcentage de sa teneur à la surface (0 cm.)	extrait à l'acide sulfurique en pourcentage de sa teneur à la surface (0 cm.)
0	3.866	100.0	2.020	100.0	100.0
50	3.456	89.2	1.723	85.3	701.7
100	3.043	78.5	1.628	80.6	588.3
150	-	-	1.652	81.8	975.0
200	3.776	97.4	1.795	88.9	878.2
250	3.388	87.4	1.773	87.8	1002.4

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	carbone / hydrogène	carbone / extrait à benzol-alcool	carbone / extrait à H_2SO_4
0	1.00	1.00	1.00
50	0.98	1.02	0.12
100	1.01	0.98	0.13
150	-	0.83	0.07
200	0.97	1.06	0.11
250	0.97	0.96	0.08

Table C 30. Hydrogène, extraits à benzol-alcool et à acide sulfurique 72% dans les sédiments de Belmont Lake (51)

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	hydrogène en pourcentage du poids sec	hydrogène en pourcentage de sa teneur à la surface (0 cm.)	extrait à benzol-alcool en pourcentage du poids sec	extrait à benzol-alcool en pourcentage de sa teneur à la surface (0 cm.)	extrait à l'acide sulfurique en pourcentage de sa teneur à la surface (0 cm.)
0	3.703	100.0	1.422	100.0	100.0
50	1.900	51.4	0.480	33.7	39.8
100	1.454	39.3	0.474	33.3	120.3
150	1.709	46.2	0.519	36.5	288.7
200	1.772	47.9	0.561	39.4	112.7

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	carbone / hydrogène	carbone / extrait à benzol-alcool	carbone / extrait à H_2SO_4
0	1.00	1.00	1.00
50	0.98	1.50	1.27
100	0.92	1.08	0.30
150	0.93	1.18	0.15
200	0.97	1.17	0.41

Table C 3:. Hydrogène, extraits à benzol-alcool et à acide sulfurique 72% dans les sédiments de Musselman Lake (52)

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	hydrogène en pourcentage du poids sec	hydrogène en pourcentage de sa teneur a la surface (0 cm.)	extrait à benzol-alcool en pourcentage du poids sec	extrait à benzol-alcool en pourcentage de sa teneur à la surface (0 cm.)	extrait à l'acide sulfurique en pourcentage de sa teneur à la surface (0 cm.)
0	1.250	100.0	1.014	100.0	100.0
50	2.938	235.0	0.923	91.0	269.9
100	2.330	186.4	0.755	74.4	18.8
150	2.951	236.1	0.943	93.0	240.1
200	1.933	154.6	0.719	70.8	73.2
250	1.110	88.8	0.347	34.1	204.9

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	carbone / hydrogène	carbone / extrait à benzol-alcool	carbone / extrait à H_2SO_4
0	1.00	1.00	1.00
50	0.36	0.93	0.31
100	0.33	0.84	3.31
150	0.35	0.90	0.35
200	0.32	0.71	0.68
250	0.29	0.76	0.13

Chapitre VI

L'AZOTE ET SES COMPOSES

Introduction

L'azote dans les sédiments des fonds lacustres peut trouver son origine dans des composés azotés partiellement décomposés que contiennent les matériaux d'origine tels que les protéines et la chitine. Il a déjà été relevé que les protéines se décomposent facilement et que les protéines libres d'origine planctonique ne sont guère susceptibles d'apporter des quantités appréciables d'azote au sédiment (Von Brand, Rakestraw et Renn, 1937). La décomposition n'est cependant pas toujours complète dans les lacs peu profonds, tandis que la présence dans l'eau de colloïdes de l'humus peut amener la formation de complexes d'humus et de protéine qui résistent à l'attaque bactérienne et ne sont apparemment pas utilisés par le phytoplancton (Nümann, 1941; Einsele, 1941). Les composés de ce genre peuvent constituer une part considérable de l'azote dans les sédiments des fonds lacustres (Benade, 1954). La productivité organique du lac dans son ensemble peut donc se refléter dans la teneur en azote des dépôts sur le fond à la condition que la matière organique soit autochtone (Mortimer, 1937, 1939). Là où il y a de la matière organique allochtone, comme dans les lacs dystrophiques acides, l'on peut trouver dans le sédiment lacustre des valeurs très élevées pour l'azote, valeurs qui n'ont aucun rapport avec la quantité de matière organique de nature autochtone (Stangenberg, 1949; Black, 1954). Puis, certaines observations faites montrent que la teneur totale en azote des sédiments des fonds lacustres peut être en corrélation avec la quantité de matière organique contenue dans le sédiment (Stangenberg, 1949).

Dans un certain nombre de lacs, l'on a observé que l'azote dans les sédiments provenait d'une activité bactérienne dans la boue elle-même plutôt que des matériaux d'origine de la sédimentation. La désagrégation de la matière organique par les bactéries est particulièrement intense à la limite boue-eau où non seulement la pluie de plancton fournit des matériaux plus facilement décomposables, mais où l'oxygène peut être présent en continu ou par intermittences. L'azote régénéré de cette matière organique ainsi que les composés azotés dissous et l'azote moléculaire peuvent fournir l'azote nécessaire au protoplasme bactérien. La suprématie de telle ou telle de ces formes de l'azote à un moment

en un point donné dépendra de la matière organique disponible et de la flore bactérienne prépondérante dont la population est dense et variée dans les dépôts organiques lacustres(Cooper, Murray et Kleerekoper, 1953). La cellule bactérienne consiste en quelque 84% de protéine en poids sec, facilement hydrolysée par autolyse ou désagrégée par des micro-organismes aérobies ou anaérobies. Bien que la décomposition aérobie devrait mener à la régénération de l'azote sous forme de NH_3, il est probable que, dans les sédiments des fonds lacustres, beaucoup de produits azotés intermédiaires de désagrégation, d'origine tant aérobie qu'anaérobie, sont immobilisés sous forme de complexes d'humus et de protéine, qui sont très résistants à une attaque ultérieure des agents de décomposition (Benade, 1954; Waksman et Iyer, 1933; Déhérain, 1921; Ohle, 1953). Il a été démontré "in vitro" (Benett, 1949) que la lignine est capable de fixer de l'azote alors même qu'elle est en train de s'oxyder. On a observé que des boues marines adsorbent des composés azotés d'origine planctonique (Renn, 1940). La résistance des composés azotés de ce genre à une décomposition ultérieure explique probablement les hautes valeurs pour l'azote trouvées dans beaucoup de sédiments de fonds lacustres (Jentzsch, 1902; Waksman et Iyer, 1932, a, b, c, 1933a, b). Il est toutefois évident que les quantités relatives de cet azote bactérien dans les sédiments doivent dépendre de la disponibilité, parmi d'autres substances, d'une quantité adéquate de carbone pour les bactéries, de sorte que la nature et la quantité de la matière organique décomposable présente dans le sédiment doit exercer une influence indirecte sur la teneur en azote, tant quantitative que qualitative, de la boue. La relation entre la multiplication bactérienne et la libération de l'azote "in vitro", a été démontrée par un certain nombre d'investigateurs (Waksman et Carey, 1935a, b). On ne sait pas exactement si, dans les dépôts lacustres, de la protéine bactérienne est réellement libérée sous forme de NH_3 pour retourner au cycle alimentaire dans l'eau du lac. La capacité du fond de fixer l'azote dans les viviers artificiels a été étudiée et il semble que le sédiment peut céder de l'azote assimilable à l'eau du vivier. (Lantzsch, 1924). La plus forte teneur en azote des quelques centimètres les plus superficiels de certains sédiments lacustres, en comparaison avec les strates plus basses, semble indiquer que dans les lacs naturels, il peut arriver que, dans des conditions favorables, des composés azotés soient dégagés dans l'eau (Black, 1954). Des expériences effectuées avec des enzymes pancréatiques ont démontré que la couche superficielle des boues marines contient des quantités appréciables d'azote digestible, mais qu'à une profondeur de 1 centimètre il n'y avait plus du tout d'azote digestible dans les conditions de l'expérience (Boysen-Jensen, 1914).

La matière organique fraîchement déposée peut, tout d'abord, perdre plus d'azote que de carbone jusqu'à ce qu'un équilibre soit atteint (Arrhenius, 1950; Waksman, 1933). Cependant, l'état de dilution de la matière organique avec des matériaux inorgani-

ques semble affecter les processus de décomposition de façon à favoriser l'accumulation de matière organique riche en azote dans les sédiments plus dilués (Arrhenius, 1950). Le fait que les quantités d'azote dans les sédiments peuvent n'être pas directement affectées par la nature de la matière organique qui se trouve dans le lac, a été décelé par des études de lacs pollués et non-pollués dans lesquels il fut impossible de découvrir une corrélation entre la teneur en azote des sédiments du fond et le degré de pollution des lacs (Allen, Grindly et Brooks, 1953).

Dans les zones littorales des lacs, les restes d'une végétation plus haute peuvent céder au sédiment de grandes quantités de matière azotée. La teneur en azote de ces plantes peut dépendre de leur degré de maturité (Juday, 1935; voir aussi : Schuette e. a., 1921, 1927, 1929a, b) et de la constitution du substratum dans lequel elles ont poussé leurs racines (Harper et Daniel, 1934). Dans la zone pélagique d'un lac, l'azote de cette provenance est sans la moindre importance.

La teneur en azote des sédiments des fonds lacustres dépend donc de beaucoup de facteurs parmi lesquels la nature et la quantité des matériaux d'origine et l'acitivité bactérienne dans les sédiments semblent avoir la plus grande importance. Malgré la complexité de la distribution de l'azote dans les sédiments lacustres, certaines observations semblent converger sur un rapport entre la teneur en azote des dépots du fond et le niveau de la production organique dans l'eau du lac (Mortimer, 1937, 1939; Stangenberg, 1949; Black, 1954). On ne peut s'attendre à un tel rapport dans des lacs qui contiennent des quantités tant soit peu importantes de matière organique allochtone (Stangenberg, 1949).

1. La distribution générale de l'azote dans les sédiments des fonds lacustres de l'Ontario méridional

Azote total

La teneur totale en azote des sédiments de 38 lacs est exposée au tableau N 1, par lac et par profondeur. Les lacs y sont indiqués par leur numéro de code. La distribution de la fréquence de ces chiffres est portée au tableau N 2. Presque 50% de tous les échantillons contiennent 1,5% ou moins d'azote et près de 90% ont une teneur en azote qui n'atteint pas 3%. Le tableau révèle une distribution assez uniforme de la fréquence entre ces limites. La teneur moyenne en azote de tous les échantillons (224) est de 1,571%. Le tableau annexe (N 10) donne quelques chiffres sur la teneur en azote des sédiments des fonds lacustres tels qu'on les trouve dans la littérature. Tous ces chiffres se rapportent à des échantillons de surface. En comparaison avec les chiffres qui figurent au tableau N 10, la plupart des lacs de l'Ontario méridional ont une forte teneur en azote.

Au tableau N 3, les chiffres sont disposés selon la profondeur des échantillons dans les carottes. Il n'y a pas de relation apparente entre la teneur en N des échantillons et la profondeur de leur ensevelissement; ceci se trouve confirmé par un examen des chiffres pour les lacs pris individuellement. Dans un seul cas seulement, dans le lac No. 22, on constate une nette augmentation de la teneur en azote en remontant à partir du fond de la carotte (tableau N 1).

La teneur moyenne en azote de tous les échantillons pris par lac, est donnée au tableau N 4. Les valeurs sont données dans l'ordre d'accroissement. Les sédiments de 50% des lacs ont une teneur moyenne en azote inférieure à 1,652%. La classe la plus étendue, qui compte 15 lacs, présente une teneur en azote qui varie entre 0,067 et 0,905%. Lorsue l'on groupe les lacs selon la formation géologique de leurs bassins respectifs, comme le montre le tableau N 5, on voit apparaître une distribution dont la configuration ressemble à celle que le tableau P 4 donne pour le phosphore. A l'exception des sédiments lacustres originaires du précambrien, la teneur en azote augmente en proportion inverse de l'âge de la formation géologique. Ceci ne vaut pas seulement pour les moyennes de tous les échantillons, mais aussi pour les moyennes des échantillons de surface pris séparément.

Le fait que la teneur en azote des sédiments provenant des régions précambriennes est relativement élevée, est probablement dû à la présence de colloïdes d'humus. Ceux-ci sont plus abondants dans les lacs des régions précambriennes et atteignent des valeurs plus hautes à mesure que la dystrophie augmente (Aschan, 1907; Odén, 1919; Naumann, 1930a; Anschütz et Gessner, 1954).

Azote soluble dans l'eau chaude et azote soluble dans l'acide chlorhydrique à 2%

Les chiffres pour l'azote total ne fournissent point de renseignements relatifs à la nature générale de la matière azotée que contient le sédiment. D'utiles chiffres comparatifs s'obtiennent en déterminant la solubilité des composés azotés dans l'eau chaude et dans l'acide chlorhydrique à 2%. Lorsque la somme des teneurs en azote de ces deux fractions a été déduite de la teneur totale en azote, le reste constitue la quantité d'azote qui ne peut être extraite du sédiment qu'après hydrolyse avec un acide fort tel que le H_2SO_4 à 72%.

La teneur en azote de l'extrait à l'eau chaude et au HCl à 2% a été déterminée dans un certain nombre d'echantillons pris dans les sédiments de 28 lacs. Les valeurs obtenues sont exposées au tableau N6 sous forme d'un pourcentage de l'azote total contenu dans l'échantillon. Les chiffres pour l'azote soluble dans l'eau et dans le HCl se réfèrent en premier lieu à des protéines et à des complexes de protéine facilement décomposables. Il est probable que beaucoup de cet azote est présent sous la forme de matière

microbienne, morte ou vive. Une partie de cet azote-là peut avoir pénétré dans le sédiment sous forme de matière organique partiellement décomposée en premier lieu des restes de plancton; une autre partie peut avoir été soustraite de l'eau du lac par les micro-organismes fixateurs d'azote. On ne dispose pas de renseignements qui permettent d'évaluer les quantités relatives d'un tel azote sous les conditions différentes de milieu. Actuellement, on peut présumer que l'effet des organismes fixateurs d'azote sur la teneur totale en azote des sédiments des fonds lacustres est moins important que les quantités de matière azotée qui entrent dans le sédiment sous la forme de matière organique qui se dépose.

Le reste de l'azote dans les échantillons, exprimé au tableau N 6 comme soluble dans le H_2SO_4, a en premier lieu la forme de lignine extrêmement résistante et de composés d'humus qui adsorbent l'azote, le maintenant hors d'atteinte des micro-organismes jusqu'à ce que la décomposition du "noyau" de lignine ou d'humus s'est produite.

Les chiffres du tableau N 6 montrent que, dans un grand nombre d'échantillons, la valeur relative de l'azote soluble dans le H_2SO_4 ne varie guère malgré les oscillations considérables dans la teneur totale absolue en azote. Dans presque 56% de tous les échantillons, la proportion soluble dans le H_2SO_4 de la teneur totale en azote, se situe entre 41 et 60%. Il n'y pas de relation apparente entre ce pourcentage et la teneur totale en azote. La moyenne générale pour le pourcentage d'azote soluble dans le H_2SO_4 est de 49, 9.

Le reste de l'azote se partage donc entre les fractions solubles dans l'eau et solubles dans le HCl. Ici encore, le peu d'écart entres les valeurs est frappant dans un grand nombre d'échantillons. Dans plus de 32% de tous les échantillons le rapport $\frac{\text{N soluble dans le } H_2O}{\text{N soluble dans le HCl}}$ se situe entre 0, 6 et 1, 0. Dans 70% des échantillons ce rapport varie entre 0, 1 et 1, 5.

La moyenne générale pour l'azote soluble dans l'eau est de 25, 4% de l'azote total; pour l'azote soluble dans le HCl elle est de 24, 7. Ces valeurs montrent très peu de variation si l'on considère leur distribution par profondeur dans les carottes, comme le montre le tableau N 7. Les valeurs individuelles peuvent présenter de fortes variations.

Les chiffres ci-dessus indiquent que presque la moitié de l'azote total dans le sédiments de ces lacs n'est soluble ni dans l'eau chaude ni dans le HCl à 2%; le reste se partage à peu près à parts égales la solubilité dans ces deux agents. Ces chiffres donnent à penser que la distribution des trois formes de composés azotés dans les sédiments tend vers un équilibre. Il a déjà été relevé que la fraction la plus résistante de l'azote (approximativement 50%) est probablement liée à l'humus et à la matière ligneuse et que l'azote soluble dans l'eau et dans le HCl prend la forme de protoplasme bactérien ou de ses restes. La nature biologique de processus impliqué dans la réalisation de cet équilibre est suggérée

par la relation entre le rapport $\frac{\text{N soluble dans le } H_2O}{\text{N soluble dans le HCl}}$ et la teneur totale en phosphore du sédiment. Bien que les relations entre l'azote et le phosphore seront discutées dans la prochaine section du présent chapitre, la relation entre les deux formes susmentionnées de l'azote et le phosphore est montrée au tableau ci-dessous:

Teneur total en P % en poids sec	$\frac{\text{N soluble dans le } H_2O}{\text{N soluble dans le HCl}}$	Nombre des échantillons
0,000 - 0,050	1,36	47
0,051 - 0,100	1,20	53
0,101 - 0,150	1,14	16
0,151 - 0,200	0,92	5
0,201 - 0,250	2,05	2

0,351 - 0,400	0,70	1

Une teneur décroissante en phosphore va de pair avec un rapport N-N croissant; de ces chiffres il ressort que la teneur en phosphore exerce un effet direct sur la distribution des composés azotés dans les sédiments pour autant qu'il s'agit de l'abondance relative de ces composés. On ne sait pas clairement que est le mécanisme qui joue ici mais les relations entre l'activité bactérienne et la disponibilité de phosphore ont déjà été signalées dans la présente étude et il est bien probable que les bactéries jouent également un rôle dans la réalisation de l'équilibre susdit de l'azote.

2. Les relations entre l'azote et le phosphore

Si, d'une part, il existe une corrélation nettement déterminée entre les teneurs en azote et en carbone des sédiments des fonds lacustres examinés dans la présente étude (voir le chapitre sur le carbone), il n'y a point, d'autre part, de corrélation de ce genre entre la teneur en azote et la teneur en phosphore. Dans ces sédiments, la proportion entre ces éléments varie considérablement. La distribution de fréquence de ce rapport est exposée au tableau N 8. L'écart entre les valeurs est très grand; au tableau N 8, la catégorie la plus importante est celle d'un rapport 10-15 avec 12,9% du nombre totale des échantillons. La proportion n'est pas affectée par les concentrations absolues des deux éléments dans les échantillons, ainsi que cela a été constaté pour le rapport C:N. Le tableau suivant donne les valeurs moyennes par

série de lacs du rapport N:P, avec le nombre des lacs appartenant à chaque série:

N:P	Nombre de lacs
0 - 10	5
11 - 20	8
21 - 30	5
31 - 40	4
41 - 50	5
51 - 60	2
61 - 70	3

Ces moyennes ne sont pas en relation apparente avec la géologie des bassins hydrographiques.

La distribution du rapport N P selon la profondeur d'ensevelissement du sédiment a une importance plus grande. Une nette diminution du rapport moyen va de pair avec la diminution de profondeur, en particulier, en remontant à partir du niveau de 150 cm.

Profondeur d'ensevelissement	Rapport N:P moyen	Nombre des échantillons
0	23,3	69
50	25,6	24
100	29,0	22
150	66,5	19
200	49,6	18
250	62,0	14
300	53,2	10
350	58,6	10
400	32,0	6
450	130,4	4
500	63,5	1
535	44,2	1

Une comparaison entre les tableaux N 3 et P 5 révèle que la diminution du rapport N:P accompagnant la diminution de la profondeur d'ensevelissement est presque exclusivement due à une rapide augmentation de la teneur en P des sédiments plus jeunes. Dans ces lacs, l'eutrophisation n'est pas accompagnée d'un accroissement mais d'une diminution du rapport N:P.

Il est intéressant de vérifier si les relations observées jusqu'ici entre l'azote totale et le phosphore total s'appliquent également à l'azote et au phosphore solubles dans du HCl à 2%. Les rapports moyens $\frac{\text{N soluble dans du HCl à 2\%}}{\text{P soluble dans du HCl à 2\%}}$ sont classés par profondeur pour tous les lacs au tableau N 9. Ce rapport manifeste une diminution continue en remontant à partir du niveau de 250 cm. Le tableau ci-dessous montre la comparaison de cette distribution avec celle du rapport N total: P total, en exprimant chaque modification survenant dans les deux rapports sous la forme d'un pourcentage des rapports respectifs au niveau de 0 cm.

Profondeur	$\frac{\text{N total}}{\text{P total}}$	Nombre d'échantillons	$\frac{\text{N soluble dans du HCl 2\%}}{\text{P soluble dans du HCl 2\%}}$	Nombre d'échantillons
0	100,0	69	100,0	23
50	109,9	24	84,3	16
100	124,5	22	127,6	14
150	285,4	19	131,2	14
200	128,8	18	145,7	15
250	266,1	14	251,6	10
300	228,3	10	213,1	6
350	251,5	10	148,7	7
400	137,3	6	77,6	4
450	559,7	4	110,2	3

Ce tableau montre que les changements dans le rapport $\frac{\text{N total}}{\text{P total}}$ ne se reflètent pas toujours proportionnellement dans le rapport $\frac{\text{N soluble dans du HCl à 2\%}}{\text{P soluble dans du HCl à 2\%}}$. Autrement dit, la composition chimique de la matière organique change de façon à modifier la nature des composés azotés et phosphorés. Dans la plupart des cas, toutefois, les changements dans les deux séries de rapports se déplacent dans le même sens. Mais, comme l'on ne dispose pas, dans la littérature, de chiffres comparables et que l'on ne sait rien de l'importance de ces rapports pour les processus biologiques dans les sédiments, il n'y a pas moyen, cette fois-ci du moins, de donner une interprétation des chiffres ci-dessus. Les rapports N total : P total ainsi que les rapports entre les fractions d'azote

et de phosphore demanderont d'être étudiés encore plus avant, tant sur place qu'au laboratoire.

Un point très intéressant est de savoir si les changements dans le rapport $\frac{\text{N soluble dans l'eau}}{\text{N soluble dans le HCl}}$ s'accompagnent de changements dans le rapport $\frac{\text{P total}}{\text{P soluble dans le HCl}}$ et, dans l'affirmative, dans quel sens ces changements se produisent. Les rapports reflètent l'abondance relative de l'azote ou du phosphore sous des formes qui se différencient par leur degré de résistance à la décomposition. Un rapport N-N élevé indique une prépondérance d'azote facilement hydrolysable; un haut rapport P-P révèle la condition inverse pour le phosphore. Le tableau ci-dessous compare des deux rapports:

$\frac{\text{Phosphore total}}{\text{P soluble dans du HCl à 2\%}}$	Nombre d'échantillons	$\frac{\text{Azote soluble dans l'eau}}{\text{N soluble dans du HCl à 2\%}}$
0,1 - 2,0	28	1,3
2,1 - 4,0	27	1,3
4,1 - 6,0	9	0,7
6,1 - 8,0	5	0,9

Les chiffres du tableau indiquent qu'une résistance accrue à l'hydrolyse dans les composés phosphorés s'accompagne d'un accroissement similaire dans les composés azotés. Le peu de chiffres dont on dispose concernant les sédiments avec un rapport P-P élevé, ne permet pas de faire une analyse plus serrée des relations mentionnées ci-dessus, mais les résultats obtenus semblent étayer l'opinion qu'un rapport N-N élevé dépend plutôt de la disponibilité du phosphore que de la concentration totale de cet élément dans le sédiment. Ces relations compliquées réclament une étude minutieuse en laboratoire.

3. Remarques sur les amino-acides

On présume en général que la plupart sinon la totalité de l'azote contenu dans les sédiments des fonds lacustres s'y trouve sous forme de protéines et des produits intermédiaires de désagrégation de ces composés. Or, comme ces protéines trouvent leur origine dans le protoplasme végétal et animal, leur distribution dans les sédiments doit être le résultat de phénomènes biologiques

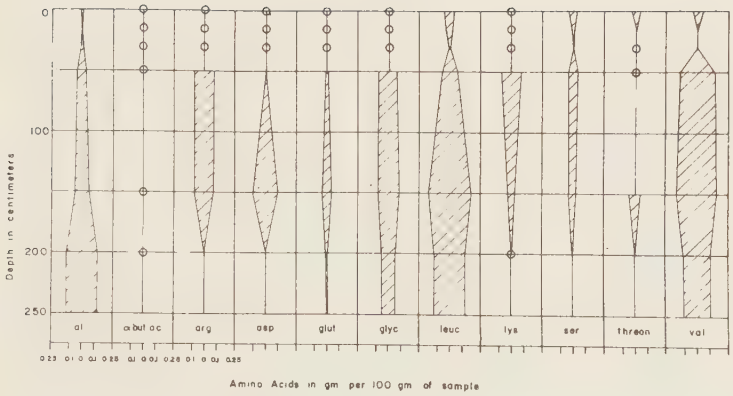
survenus dans l'eau des lacs et dans les sédiments. S'il était possible d'identifier chimiquement les protéines et de les récupérer qualitativement et quantitativement des sédiments des fonds lacustres, il n'y aurait guère à douter des grands progrès que l'on pourrait réaliser dans la connaissance de la succession des phénomènes biologiques dans les lacs et dans leurs sédiments, ainsi que dans la compréhension de nombre des relations qui déterminent la productivité biologique dans les lacs.

Malgré les importants progrès réalisés ces cernières années, la chimie des protéines n'en est malheureusement pas encore arrivée au point de pouvoir être appliquée avec succès aux problèmes de la nature dont traite le présent opuscule. Cependant, un moyen indirect, et, en ce moment, plus prometteur d'entamer le problème de la distribution des protéines dans les sédiments des fonds lacustres consiste en l'étude de la distribution de quelques-uns des éléments intégrants des protéines, savoir des amino-acides. La plupart des amino-acides connus ont une stabilité chimique suffisante pour en permettre une analyse routinière tandis que, ces dernières années, des méthodes précises ont été mises au point pour déterminer qualitativement et quantitativement les amino-acides individuels dans les mélanges. Bien que quelques sédiments de fonds lacustres présentent des problèmes particuliers, la détermination exacte d'un certain nombre d'amino-acides dans ces sédiments a été prouvée possible au cours de nos recherches.

Un étude a été faite de la distribution de 16 amino-acides dans les sédiments des fonds de huit lacs de l'Ontario méridional. L'on n'a pas réussi à obtenir des résultats dignes de foi à l'aide de l'analyse d'un certain nombre d'autres amino-acides importants, de sorte que les chiffres recueillis se limitent aux suivants: alanine, arginine, acide aspartique, cystine, acide glutamique, glycine, hydroxyproline, leucine et iso-leucine, lysine, méthionine, proline, sérine, tourine, thréonine et valine. Ces chiffres figurent aux graphiques des figures 35 à 44. Dans ces graphiques, une ligne verticale représente la présence quantitative des traces. Là où toutes les colonnes sont interrompues, les renseignements concernant la distribution des amino-acides au niveau en question, font entièrement défaut. Dans tous les autres cas, l'interruption d'une colonne signifie que l'amino-acide en question est absent. Nous faisons suivre ici un exposé sommaire sur la distribution des amino-acides individuels. Les chiffres se laissent comparer le plus facilement on convertissant toutes les valeurs en valeurs d'azote et on en exprimant le résultat en pourcent de l'azote total que contient l'échantillon.

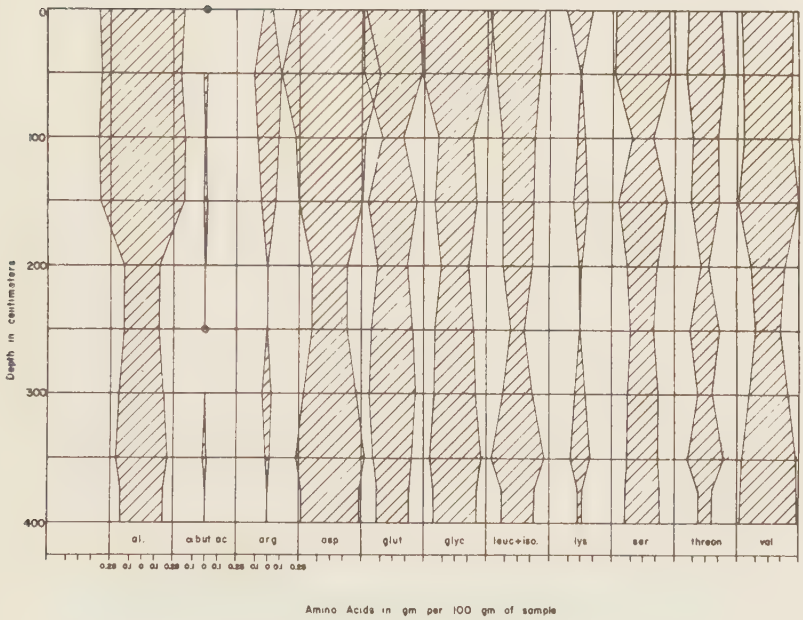
Alanine

L'alnine pure contient 15, 73% d'azote et ce coefficient nous a servi pour obtenir les chiffres du tableau N 12.



SIXTEEN MILE CREEK

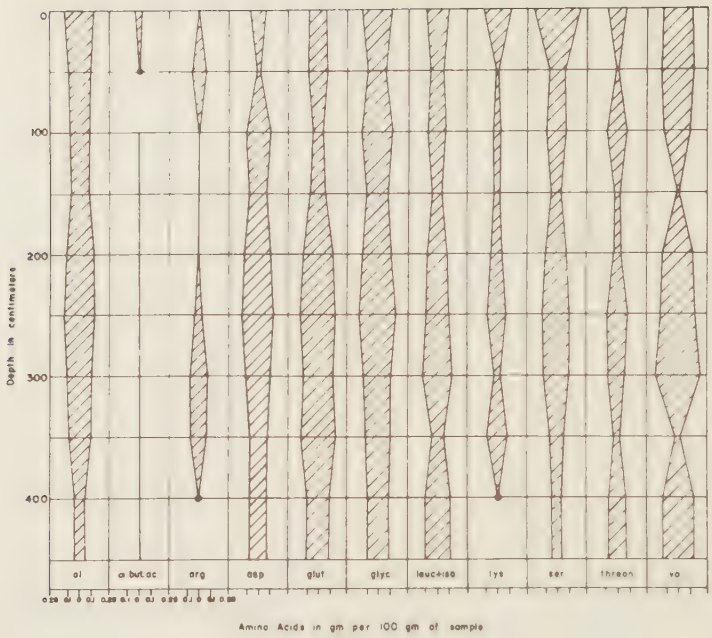
Figure 35



REESOR LAKE.

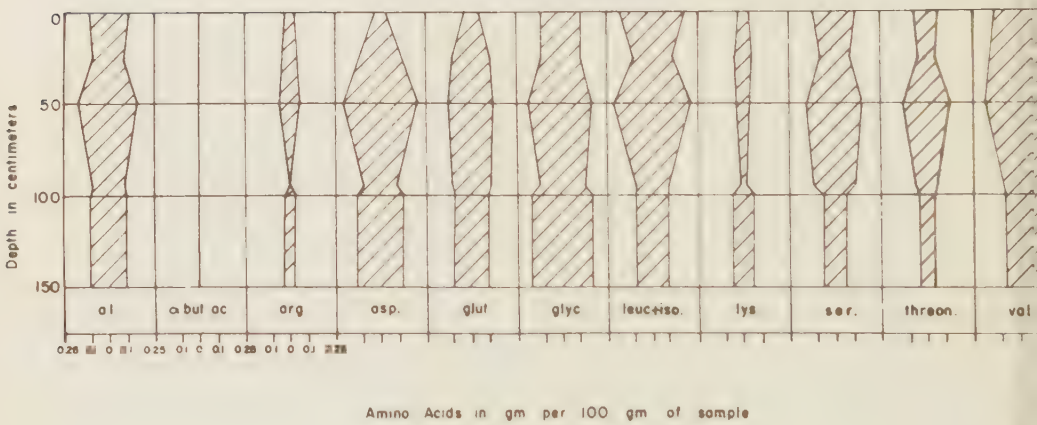
Figure 36

La teneur en amino-acide des sédiments de fond



CONSTANCE LAKE

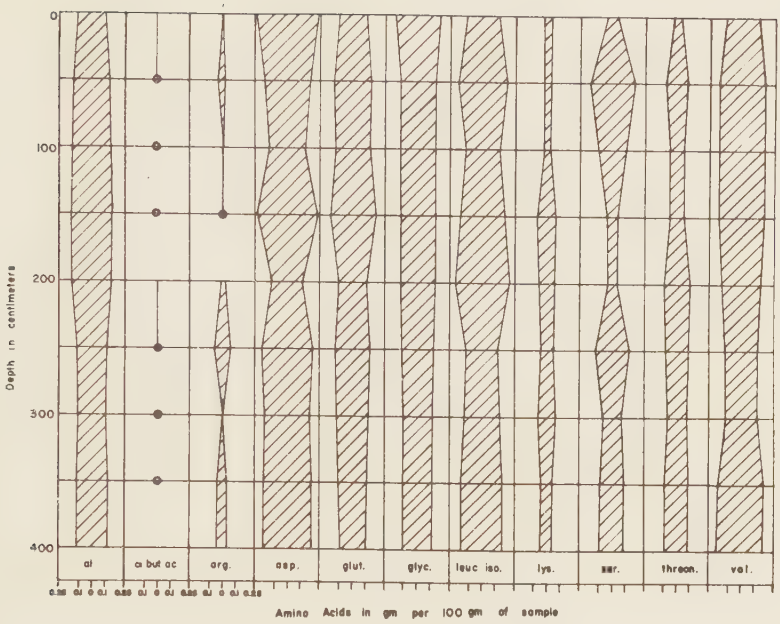
Figure 37



MISSISSIPPI LAKE.

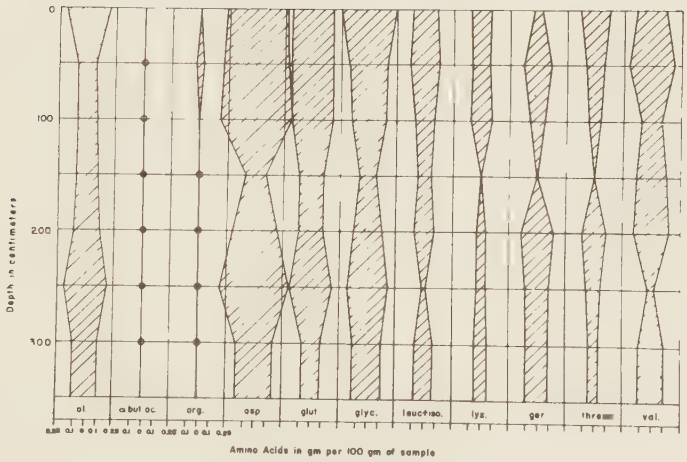
Figure 38

La teneur en amino-acide des sédiments de fond



CHEMUNG LAKE.

Figure 39



LOCKHART POND.

Figure 40

La teneur en amino-acide des sédiments de fond

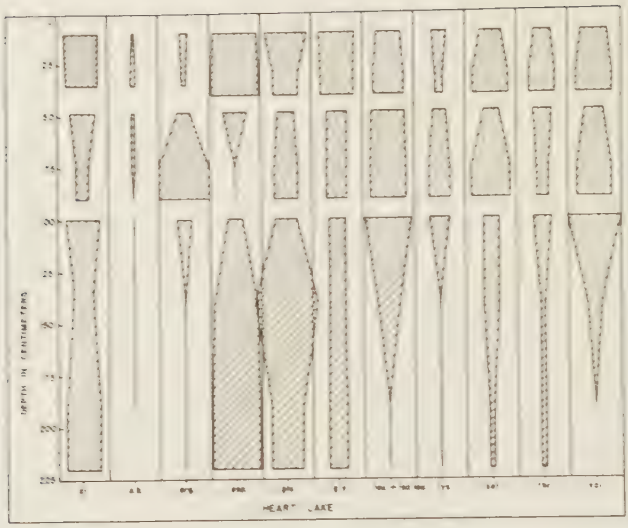


Figure 41

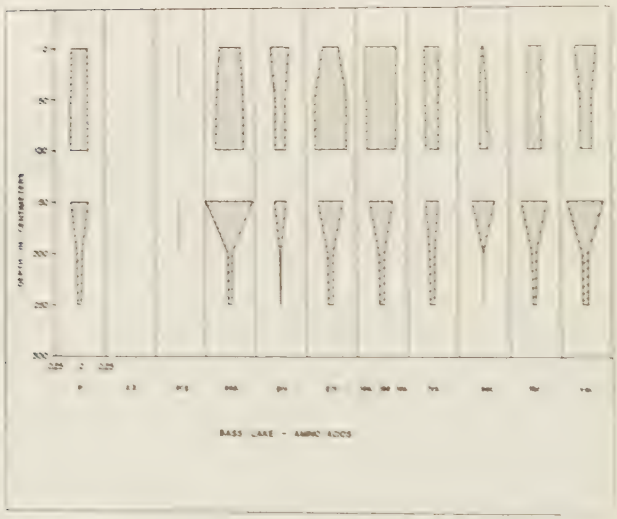


Figure 42

La teneur en amino-acide des sédiments de fond

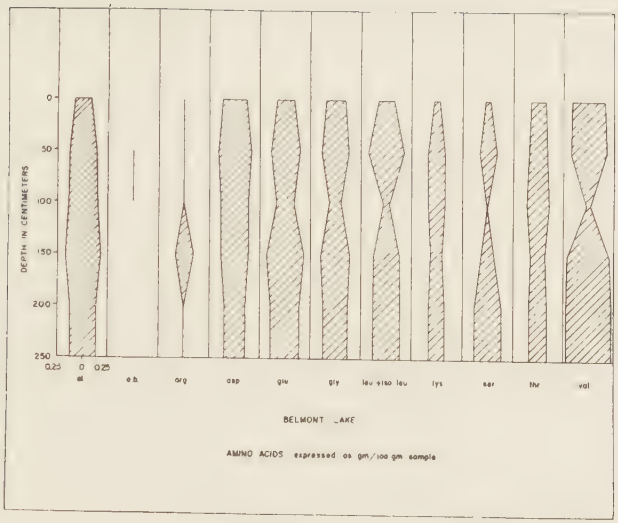


Figure 43

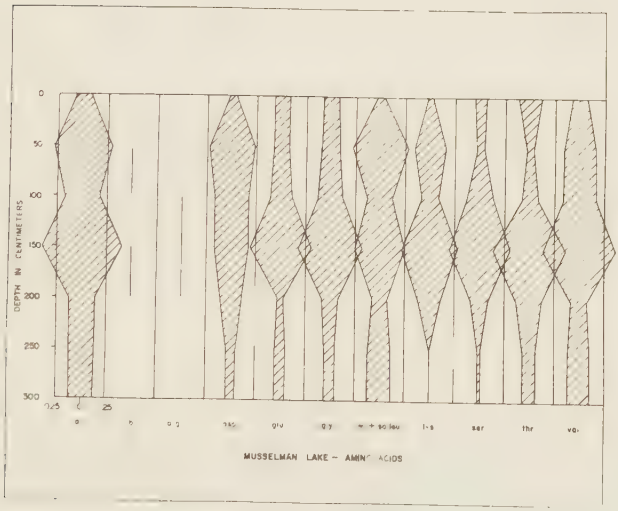


Figure 44

La teneur en amino-acide des sédiments de fond

Tableau N 11

Profondeur en cms	Numéro du lac						moyenne selon la profondeur
	2	37	43	46	51	52	
0-25	1,1	-	2,4	1,8	2,1	3,3	2,2
0-50	-	-	2,6	2,6	-	-	2,6
30	1,2	-	-	-	-	-	-
50	6,2	1,6	2,8	4,9	4,7	5,5	4,3
100	-	1,5	2,4	-	7,1	4,8	3,9
150	4,2	1,8	2,7	3,5	6,6	6,6	4,2
200	11,6	1,7	3,0	2,5	4,9	4,0	4,9
250	-	2,2	3,6	-	-	4,8	3,5
300	-	4,9	1,2	-	-	-	3,0
350	-	-	2,6	-	-	-	2,6
Moyenne	5,1	2,3	2,6	3,1	5,1	4,8	3,5

Presque 50% des échantillons contiennent de 1 à 3% de l'azote total sous forme d'alanine. Dans les carottes ce pourcentage est plus faible dans les échantillons de surface que dans ceux des niveaux situés plus bas; la moyenne pour le niveau de 0 cm est de 2,2%, celle pour la strate de 50 cm est de 4,3%. Il est intéressant de relever ici que, sauf pour lac No. 2, la plupart des échantillons d'une même carotte donnent pour la teneur en alanine des valeurs de grandeur comparable.

Arginine

Cet amino-acide a une teneur en azote de 32,18% ce qui est le maximum parmi les amino-acides. Le tableau N 12 donne la distribution de l'azote sous forme d'arginine en pourcent de la teneur totale en azote des sédiments.

La particularité frappante de cette distribution réside en l'apparition arbitraire de cet amino-acide. Il n'y a aucune relation aprente entre les valeurs du tableau N 12 et celles des autres composés examinés jusqu'ici dans la présente étude. Le fait que l'arginine est pratiquement absent de toutes les strates de quelques carottes alors qu'on la trouve en des quantités appréciables dans les carottes prélevées dans d'autres lacs, tend à faire croire que sa distribution est en rapport avec certains types de sédimentation or-

ganique. Le jour où l'on connaîtra cette relation, l'arginine pourra gagner en importance en tant qu'indicateur chimique de certains processus limnologiques se rapportant à la formation de dépôts de fond.

Acide aspartique

L'acide aspartique pur contient 10,53% d'azote. Le tableau N 13 en montre la distribution en tant qu'azote exprimé en % de la teneur totale en azote.

A l'exception des sédiments du lac No. 3, tous les échantillons contiennent des quantités appréciables d'acide aspartique. Les moyennes générales selon la profondeur suggèrent un modèle de distribution qui rapelle celle rencontrée déjà dans cette étude pour un certain nombre de substances étudiées, savoir: un changement plutôt abrupt au niveau de 150 cm, changement que l'on peut constater aussi, quoique de façon moins prononcée, dans la distribution de l'alanine (tableau N 11).

Cystine

La teneur en cystine de la plupart des protéines étudiées jusqu'à ce jour, est très petite. Parmi les sédiments dont il s'agit ici, 17 sur 45 des échantillons ne contenaient qu'une trace de cet amino-acide; 14 échantillons n'en contenaient point du tout; dans les 14 échantillons restants on en trouva un peu plus que des traces, mais l'analyse quantitative n'en a pas été faite. Il est intéressant de noter ici que presque tous les échantillons contenant des quantités tant soit peu appréciables de cystine provenaient de carottes de deux lacs seulement (Nos. 37 et 43). Des quantités plus fortes que des traces furent trouvées notamment dans les strates plus profondes de ces carottes. Le type de la distribution suggère une certaine spécificité de la présence de cystine selon les lacs.

Acide glumatique

Cet amino-acide a une teneur en azote de 9,52%. Le tableau N 14 en donne la distribution.

Contrairement aux amino-acides précédents, l'acide glutamique ne présente pas un type de distribution en corrélation avec la profondeur d'ensevelissement du sédiment. Sauf pour le lac No. 2, l'azote présent sous forme d'acide glutamique ne varie pas beaucoup, n'en déplaise les oscillations prononcés de la teneur en acide glutamique d'un certain nombre de protéines analysées et signalées dans la littérature.

Glycine

Le tableau N 15 donne la distribution de la glycine de la même façon que les tableaux précédents l'ont donnée des amino-acides précédemment étudiés. La glycine contient 18,67% d'azote et a

Tableau N 12

Profondeur en cms	Numéro du lac						moyenne selon la profondeur
	2	37	43	46	51	52	
0-25	0	-	2,3	0	t	1,2	0,7
0-50	0	-	1,8	0	-	-	0,6
15	0	-	-	-	-	-	-
30	0	-	-	-	-	-	-
50	25,3	t	x	-	t	0	6,1
100	-	3,7	0	-	t	t	0,9
150	13,4	2,9	0	t	6,3	t	3,4
200	t	1,6	x	0	t	0	0,3
250	-	2,6	0	-	-	0	0,8
300	-	t	0	-	-	-	-
350	-,	0	0	-	-	-	-
Moyenne	15,5	1,5	0,6	-	1,3	0,2	1,8

Tableau N 13

Profondeur en cms	Numéro du lac						Moyenne selon la profondeur
	2	37	43	46	51	52	
0-25			1,6	3,3	2,2	1,3	2,1
0-50	0		3,4	2,1			1,8
15	0						
30	0						
50	t	2,3	3,7	4,9	2,9	2,8	2,8
100		1,7	4,1		4,2	2,8	3,2
150	5,6	1,9	2,6	5,4	3,6	1,8	3,5
200	t	1,1	2,5	1,4	3,7	2,1	2,0
250		1,7	4,2			0,2	2,0
300		2,5	1,6				2,0
350		8,9	2,0				5,4
Moyenne	0,9	1,9	2,7	3,4	3,3	1,8	2,8

Tableau N 14

Profondeur en cms	Numéro du lac						Moyenne selon la profondeur
	2	37	43	46	51	52	
0-25			2,2	2,3	1,3	1,8	1,9
0-50	0		2,4	1,6			1,3
15	0						
30	0						
50	2,3	2,1	2,7	1,6	3,2	0,8	2,1
100		1,1	2,1		2,4	1,7	1,8
150	1,7	0,8	0,9	1,1	4,2	3,1	2,0
200	0,3	0,3	1,2	0,3	3,3	0,5	1,0
250		1,2	3,4			1,9	2,1
300		1,0	1,8				1,4
350		6,7	2,8				4,7
Moyenne	0,7	1,9	2,2	1,4	2,9	1,6	2,0

été signalée comme offrant une distribution "erratique" parmi les protèines de composition amino-acide connue.

Tableau N 15

Profondeur en cms	Numéro du lac						Moyenne selon la profondeur
	2	37	43	46	51	52	
0-25			2,3	3,2	2,1	3,9	2,9
0-50	0		4,3	2,7			2,3
15	0						
30	0						
50	16,1	2,2	3,2	9,4	6,4	2,0	6,6
100		2,3	2,6		3,1	3,8	3,0
150	8,5	2,8	4,4	5,4	6,6	6,2	5,6
200	5,8	2,3	4,5	3,7	5,2	3,3	4,1
250		2,8	3,5			3,8	3,4
300		3,7	3,0				3,3
350		5,6	3,3				4,4
Moyenne	5,1	3,1	3,5	4,9	4,7	3,8	4,0

Hydroxyproline

Il n'a point été fait de déterminations quantitatives de cet amino-acide. Elle manquait complètement dans les sédiments d'un des lacs, le No. 2, et n'a été trouvé que dans la strate superficielle d'un des autres, le No. 36. Sauf dans les deux strates du fond dans un des lacs, le No. 52, l'hydroxyproline a été constatée présente en des quantités plus fortes que des traces seulement dans les échantillons de sédiments analysés. La détermination quantitative a donné des résultats peu sûrs que nous ne relevons donc pas ici.

Leucine et iso-leucine

Ces amino-acides ont été déterminé ensemble. La teneur en azote de leucine et d'iso-leucine pures est de 10,68%. La distribution de l'azote sous la forme de ces acides exprimé en pourcent de l'azote total de l'échantillon, figure au tableau N 16. Le leucine et l'iso-leucine sont décrits sous le nom d'amino-acides "essentiels" du moment qu'ils se trouvent en quantités appréciables dans toutes les protéines étudiées jusqu'ici. Elles sont en effet présentes dans tous les échantillons de sédiments analysés et portés au tableau N 16.

Tableau N 16

Profondeur en cms	Numéro du lac						Moyenne selon la profondeur
	2	37	43	46	51	52	
0-25			2,2	1,7	1,4	1,2	1,6
0-50	5,1		2,2	2,9			3,4
15	3,7						3,7
30	6,7						6,7
50	7,8	2,5	2,8	5,3	4,1	3,6	4,3
100		2,1	3,0		1,1	2,1	2,1
150	9,9	1,9	3,0	2,8	3,5	2,8	4,0
200	7,6	1,6	2,7	3,5	3,4	1,4	3,2
250		1,7	2,1			4,7	2,8
300		1,6	1,5				1,5
350		3,9	4,4				4,2
Moyenne	6,8	2,2	2,4	3,0	2,7	2,6	3,4

Les valeurs élévées pour le lac No. 2 révèlent que la quantité de ces deux amino-acides peuvent être caractéristiques de certains types de sédiments lacustres. Dans trois carottes les valeurs tendent à être plus hautes dans les strates du fond (lacs Nos. 37, 43 et 52), tandis que des valeurs plus faibles furent trouvées

dans les strates les plus hautes de quatre carottes (lacs Nos. 43, 46, 51 et 52). Cette tendance se reflète dans les valeurs moyennes classées selon la profondeur d'ensevelissement.

Lysine

Avec sa teneur en azote de 19,17%, la lysine est mentionnée dans la littérature comme habituellement présente dans les protéines, mais elle n'est apparemment pas un amino-acide indispensable. Sa distribution est arbitraire dans les protéines de composition connue. Les chiffres du tableau N 17 semblent confirmer cela pour la distribution de la lysine dans les sédiments des fonds lacustres.

Tableau N 17

Profondeur en cms	Numéro du lac						Moyenne selon la profondeur
	2	37	43	46	51	52	
0-25			2,8	3,0	0,9	1,4	2,0
0-50	0		2,2	2,5			1,6
15	0						
30	0						
50	18,1	1,1	2,7	4,4	3,8	3,6	5,6
100		1,6	0,9		4,8	2,5	2,4
150	2,7	2,6	t	2,7	2,6	0,6	1,8
200	0	1,8	0,9	4,1	3,8	4,3	2,5
250		1,5	1,1				1,3
300		1,2	1,4				1,3
350		8,7	4,2				6,4
Moyenne	3,4	2,6	1,8	3,3	3,2	2,5	2,8

Méthionine

Cet amino-acide ne se présente en quantités mesurables que dans quatre échantillons. Dans deux lacs, il manque dans toutes les strates et dans les carottes qui restent il est ou bien absent ou bien il n'y en a que des traces.

Proline

La distribution de la proline est semblable à celle de la méthionine. Elle manque entièrement dans les sédiments de deux lacs (les Nos. 2 et 42). Dans une seule carotte (le No. 37) elle est notoirement présente dans toutes les strates sauf celles du fond. La détermination quantitative n'a pas donné des résultats satisfaisants et n'est donc pas insérée ici.

Sérine

Celle-ci est un amino-acide dit "facultatif", à teneur en azote de 13, 33%. On la trouve dans les protéines analysées et figurant dans la littérature en des quantités extrêmement variables. Le tableau N 18 en montre la distribution dans les sédiments dont il est question ici.

Tableau N 18

Profondeur en cms	Numéro du lac						Moyenne selon la profondeur
	2	37	43	46	51	52	
0-25			2,1	0,1	0,5	1,8	1,1
0-50	5,4		2,3	0,1			2,6
15	2,3						2,3
50	1,1	0,1	2,4	1,9	2,5	0,7	1,4
100		2,4	0,4		0,1	3,0	1,5
150	2,4	1,1	1,3	3,3	2,0	4,3	2,4
200	t	0,4	1,8	t	4,1	2,3	1,4
250		0,7	0,9			0,7	0,8
300		0,8	2,3				1,6
350		3,8	2,0				2,9
Moyenne	2,2	1,3	1,7	1,1	1,8	2,1	2,0

Taurine

La taurine manque complètement dans les sédiments d'un lac (No. 2) mais on en trouve davantage que des traces dans tous les autres échantillons de cette série. Elle n'a pas été déterminée quantitativement.

Thréonine

Cet acide contient 11, 75% d'azote et se présente en des quantités variables. C'est un des amino-acides indispensables. Sa distribution dans les sédiments est donnée au tableau N 19.

La teneur en thréonine tend à diminuer en montant vers le sédiment de surface dans toutes les carottes sauf une (lac No. 2), du moins en remontant à partir du niveau de 150 cm.

Valine

Cet acide est présent dans toutes les protéines de composition connue; il contient 11, 96% d'azote. Le tableau N 20 en donne la distribution dans les sédiments étudiés.

Tableau N 19

Profondeur en cms	Numéro du lac						Moyenne selon la profondeur
	2	37	43	46	51	52	
0-25	5,6		2,6		1,2	2,8	3,0
0-50			2,0	1,4			1,7
15	0						
30	0						
50	0	0,8	2,8	2,5	2,4	5,1	2,3
100		0,9	0,6		4,1	1,5	1,8
150	2,8	0,6		3,6	1,9	4,4	2,7
200	t	1,0	1,1	1,4	2,2	2,9	1,7
250		0,9	1,8			2,7	1,8
300		2,6	0,3				1,4
350		4,0	2,1				3,0
Moyenne	1,4	1,5	1,7	2,2	2,3	3,2	2,2

Tableau N 20

Profondeur en cms	Numéro du lac						Moyenne selon la profondeur
	2	37	43	46	51	52	
0-25			2,2	2,5	3,4	2,5	2,6
0-50	5,6		4,3	2,3			4,1
15	t						
30	t						
50	2,1	1,4	4,7	2,3	4,7	2,2	2,9
100		1,3	2,2		0,6	3,2	1,8
150	10,2	1,5	4,0	4,7	6,2	4,5	5,2
200	7,4	1,9	4,0	2,8	6,5	1,8	4,1
250		1,9	3,5			4,9	3,4
300		1,4	4,3				2,8
350		7,4	2,9				5,1
Moyenne	4,2	2,4	3,5	2,9	4,3	3,2	3,6

Le rapport entre l'azote total et l'azote amino-acide

En calculant le rapport $\frac{\text{N total}}{\text{N amino-acide}}$ pour différentes concentrations de l'azote total, on peut mettre en relief une relation importante entre la teneur totale en azote du sédiment et la teneur en azote des amino-acides individuels. Le tableau N 21 donne ces rapports pour 10 amino-acides. Pour tous les amino-acides sauf deux, les rapports les plus élevés furent trouvés dans les sédiments avec la plus forte teneur totale en azote. Autrement dit, la quantité relative d'azote contenu dans les amino-acides diminue à mesure que la teneur total en azote augmente. Le seul amino-acide qui conserve un rapport à peu près constant, statistiquement parlant, avec la teneur totale en azote de l'échantillon est l'alanine. Dans la sérine, le rapport est un peu plus élevé pour les concentrations plus faibles en azote total, mais il peut fort bien tendre vers une constante dans un échantillon donnant un plus grand nombre de valeurs.

La figure 45 illustre la corrélation entre la teneur totale en azote du sédiment et la teneur en azote de chacun de neuf amino-

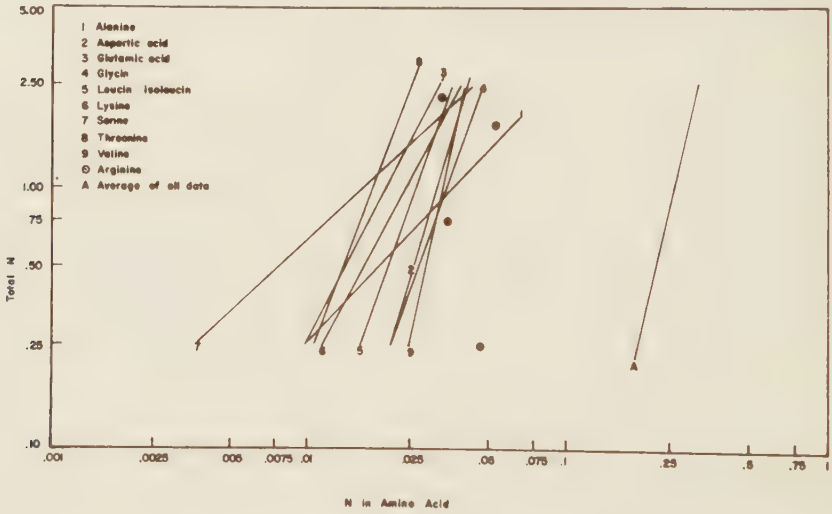


Figure 45. La relation entre la teneur totale en azote des sédiments et la proportion de cet azote présent sous forme d'amino-acides.

acides. Une ligne de corrélation toute droite est évidente pour tous les acides sauf l'arginine. Le nombre des échantillons contenant plus que des traces d'arginine était très petit et les résultats de leur analyse s'avérèrent disparates.

La corrélation entre l'azote total et l'azote sous forme d'ami-

Tableau N 21

Le rapport entre $\frac{\text{nitrogène total}}{\text{N dans l'acide aminique}}$
et nitrogène total dans les sédiments de 6 lacs de l'Ontario

nitrogène total	alanine	arginine	acide asparctique	acide glutamique	glycine
0,001 - 0,500	43,8 (6)	5,7 (2)	33,5 (3)	39,1 (3)	16,0 (5)
0,501 - 1,000	31,8 (15)	35,7 (2)	32,0 (14)	48,8 (14)	24,5 (15)
1,001 - 1,500	36,7 (4)		43,6 (4)	55,0 (2)	34,3 (4)
1,501 - 2,000	38,6 (6)	33,3 (3)	50,2 (6)	92,8 (6)	34,7 (6)
2,001 - 2,500	58,8 (1)	62,5 (1)	90,9 (1)		43,5 (1)

nitrogène total	leucine iso-leu-cine	lysine	serine	threonine	valine
0,001 - 0,500	20,4 (8)	19,6 (4)	44,6 (4)	36,9 (4)	15,8 (6)
0,501 - 1,000	37,7 (15)	51,5 (13)	57,7 (13)	45,3 (12)	26,3 (13)
1,001 - 1,500	48,1 (4)	48,7 (4)	75,7 (4)	64,8 (4)	50,6 (4)
1,501 - 2,000	47,8 (6)	75,7 (6)	91,9 (6)	143,3 (6)	55,0 (6)
2,001 - 2,500	63,1 (1)	51,5 (1)		100,4 (1)	52,5 (1)

no-acide est évidemment la même dans l'acide aspartique, la glycine, la leucine et l'iso-leucine ainsi que la thréonine. L'acide glutamique et la lysine montrent les mêmes courbes infléchies. Pour la valine seule, la corrélation ne se laisse pas comparer avec celles des autres amino-acides. Il ne faut toutefois pas oublier que seulement dix amino-acides ont été analysés quantitativement. Il faut attendre le résultat d'analyses untérieures avant que de pouvoir faire la comparaison avec les acides qui restent.

Les résultats ci-dessus démontrent que l'azote sous forme de protéine libre (représenté dans notre cas par l'azote amino-acide) est relativement plus abondant dans les basses concentrations d'azote total. Le reste de l'azote (N total moins N sous forme de protéine libre) doit se trouver dans les complexes lignine-azote ou bien dans d'autres combinaisons tout aussi résistantes telles que les acides humiques. Le traitement des sédiments à l'acide sulfurique à 72%, comme on l'utilise pour l'hydrolyse des protéines et pour déterminer la teneur en amino-acides, ne désagrège pas la molécule de lignine qui retient tenacement son composant azoté alors même que quelques modifications puissent survenir dans les composés ligneux à la suite de ce traitement. C'est pourquoi les analyses d'amino-acides données dans cette section n'englobent pas celles qui se rattachent au "noyau" de lignine ou d'humus sous forme de protéine. L'on croit que beaucoup de cette dernière protéine est d'origine microbienne et est formée de nouveau dans la matière organique durant la décomposition (Waksman et Iyer, 1932, 1933). Alors que la protéine microbienne libre (qui n'est donc pas liée aux composés de lignine ou d'humus) est constamment exposée à l'attaque de toute une armée d'agents protéolytiques et ne peut donc pas s'accumuler, la protéine liée par la lignine et les humines est hors d'atteinte de la plupart des micro-organismes et est extrêmement résistante aux agents chimiques de décomposition. L'accumulation s'en produit donc nécessairement dans les sédiments organiques tandis que la concentration de protéine libre est maintenue à un niveau concordant avec les facteurs oecologiques dominants qui régissent l'activité microbienne. Cette relation entre les deux formes d'azote dans le sédiment est bien mise en lumière pas les chiffres donnés ci-dessus.

Du point de vue limno-typologique les considérations qui précèdent nous induisent à présumer que la protéine libre doit constituer un plus fort pourcentage de la teneur totale en azote des sédiments des lacs oligotrophiques de caractère harmonieux que des sédiments des lacs eutrophiques, attendu que les sédiments de ces derniers sont généralement plus riches en azote (Mortimer, 1937, 1939; Stangenberg, 1949; Black, 1954).

Table N 1. La teneur en nitrogène en pourcentage du poids sec des sédiments de 36 lacs d'Ontario

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	Les lacs sont identifiés par numéros															
	1	2	4	5	7	9	11	12	20	21	22	25	26	31	34	39
0	0.640	0.195	0.399		0.736	0.420	3.107	2.006	2.534	2.021	2.728	0.541	2.810	0.680	1.430	2.028
0.3	0.660															
2.5								3.055								
5	0.830	0.190										0.597				
7		0.204														
9						0.432										
10	0.640															
12						0.388										
15		0.171							2.017							
18										2.158						
20	0.560												1.210	0.078		1.520
22	0.600															
30		0.207							2.584							
35													1.560			
40										2.240				0.730		
50		0.169								2.563	2.581	0.812		0.280		0.749
90											2.143					
100	0.426			1.620						2.680	1.602					1.650
120											0.794					
125														0.310		
135	0.752															
150	1.130	0.378		1.867							0.555					1.093
160				2.944												
175				2.549							0.475					
180	1.150															
200		0.347									0.325				2.151	1.466
250											0.283		0.396	0.500		2.141
280																1.895
300											0.234					1.438
350											0.332					1.740
370											0.612					
380											0.295					
400													0.315		2.674	1.904
440															0.210	
450																2.204

Table N 1 (cont.). La teneur en nitrogène en pourcentage du poids sec des sédiments de 36 lacs d'Ontario

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	Les lacs sont identifiés par numéros																			
	6	8	10	13	14	15	16	17	18	19	33	36	37	41	43	44	46	50	51	52
0	2.640	2.897	2.258	0.277	3.328	0.913	1.701	1.289	3.393	1.821	2.008	3.923	2.341	2.240	0.920	2.242	1.149	2.494	2.229	1.809
25								0.788												
30		1.312		0.397		0.623														
40						0.440														
50	2.510	2.198	3.158	0.492	3.624	0.334	1.647	0.509	4.372	1.841		3.939	1.272	2.445	0.950	2.953	0.615	2.295	0.896	1.698
62	3.600																			
100		2.698	2.758		2.740	0.264		0.045	4.181	2.430		4.138	1.554	2.583	0.792	2.821	1.244	1.845	0.652	1.242
120	1.941																			
135						0.050														
150	1.459	2.656	1.635		2.916					2.270		4.386	1.787	2.315	0.887	1.941	0.891	1.975	0.834	1.902
170										1.530				0.864						
180	2.113																			
200			1.163	0.478	2.646		1.154			1.800	0.413	4.132	2.088	0.981	0.881	1.067	0.326	2.394	0.851	1.046
220	2.397										0.264									
240				0.453																
250	2.810	1.677	0.731		3.378							3.540	1.744	1.067	0.670			2.215		0.510
268										3.240										
270	4.010																			
290										0.868										
300	3.622	1.878	0.953		3.515					2.390		3.321	1.873		0.782					
325										1.951										
350	3.390	2.123			2.844		1.651			2.234		3.652	0.424		0.624					
375					2.722															
400	3.504	1.221					1.651													
450	3.690	1.580					1.351													
500		1.979																		
535		2.919																		

Table N 2. La répartition de la teneur en nitrogène total de 224 échantillons des sédiments de 37 lacs d'Ontario

nitrogène total (% poids sec)	nombre d'échantillons	pourcentage des échantillons
0.0 - 0.5	48	21.4
0.6 - 1.0	38	17.0
1.1 - 1.5	23	10.3
1.6 - 2.0	37	16.5
2.1 - 2.5	29	12.9
2.6 - 3.0	25	11.2
3.1 - 3.5	11	4.9
3.6 - 4.0	8	3.6
4.1 - 4.5	5	2.2

Table N 3. La répartition de la teneur moyenne du nitrogène total par ordre de profondeur dans les sédiments de 28 lacs d'Ontario

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	nombre d'échantillons	N total (% poids sec)
0	35	1.782
50	25	1.788
100	21	1.903
150	11	1.529
200	19	1.353
250	14	1.547
300	10	2.001
350	10	1.901
400	7	1.610
450	4	2.206
500	1	1.979
535	1	2.919

Table N 4. La teneur moyenne en nitrogène total des sediments de 37 lacs d'Ontario

numéro du lac	teneur moyenne en N total	nombre d'échantillons
3	0.067	5
2	0.233	8
4	0.399	1
9	0.413	3
31	0.416	5
15	0.455	6
25	0.492	5
13	0.519	5
17	0.658	4
7	0.736	1
1	0.739	10
43	0.813	8
33	0.895	3
46	0.905	5
22	0.997	13
51	1.092	5
52	1.368	6
26	1.520	5
16	1.526	6
34	1.616	4
39	1.652	12
41	1.785	7
10	1.808	7
5	1.995	4
19	2.034	11
8	2.095	12
37	2.135	8
50	2.203	6
44	2.205	5
21	2.332	5
12	2.530	2
20	2.567	3
6	2.899	13
14	3.079	9
11	3.107	1
36	3.879	8
18	3.982	3

Table N 5. La teneur moyenne en nitrogène total des sédiments de 26 lacs d'Ontario selon le systeme géologique de leurs bassins hydrographiques

Systeme géologique (N numéros des lacs)	nombre d'échantillons	teneur moyenne en N total (% poids sec)	
		de toutes les échantillons	des échantillons de surface
Dévonien 12, 33,	15	1.853	2.177
Silurien [illegible]	77	1.689	1.804
Silurien inférieur 46, 22, 25, 44, 26, 1, 2	52	1.013	1.472
Précambrien 13, 14, 15, 19, 51, 52	42	1.424	1.729

Table N 6 . Teneur en nitrogène des extraits à (1) eau chaude, (2) HCl 2% et (3) H_2SO_4 72% + résidu en pourcentage du nitrogène total dans les sédiments de 28 lacs d'Ontario. Les données (1) et (2) ont été obtenues par analyse, (3) par calcul

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	1. Jordan Harbour			2. Sixt. Mile Creek			3. lake Waterford			4. Blue lake		
	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)
0	31.1	2.7	66.2	16.9	40.0	43.1				20.3	29.6	50.1
5	-	6.0	-	23.1	48.4	28.5						
7				24.5	64.2	13.0						
10	24.8	3.3	71.9									
15				28.1	37.2	34.7						
20	29.5	15.3	55.2									
22	8.3	1.8	89.9									
30				24.6	45.9	29.5						
50				26.6	53.8	19.6						
75							55.2	-	-			
85							58.7	-	-			
98							60.6	-	-			
100	-	20.2	-									
115							55.2	-	-			
135	25.7	9.6	64.7									
150	30.8	8.0	61.2	21.2	32.5	46.3						
180	27.4	7.6	65.0									
200				32.0	35.4	32.6						

	9. Sunfish lake			10. Paradise lake			13. Wilcox lake			14. Reesor lake		
	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)
0	36.7	61.9	14.0				38.3	12.3	49.4			
30							65.7	22.4	11.9			
50							48.0	20.3	31.7			
150										5.9	25.0	69.1
200							90.4	-	-	6.2	16.5	77.3
250				17.8	22.6	59.6				5.9	21.2	72.9
300										5.9	21.8	72.3
350										7.0	19.1	73.9
370										7.0	20.1	72.9

	15. White lake			16. Constance lake			17. Mississippi L.			19. Taylor lake		
	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)
0	13.4	19.2	67.4	32.1	17.4	50.5	55.8	31.2	13.0	12.2	27.7	60.1
22							20.2	23.3	56.5			
50	24.2	21.8	54.0	27.6	9.2	32.0	31.8	21.8	46.4	76.4	21.3	2.3
100	28.8	29.2	42.0							24.6	13.2	62.2
135	68.0	-	-									
150										-	-	13.8
170										63.5	18.4	18.1
200				10.7	8.6	80.7				42.0	15.4	42.6
280										53.2	17.8	29.0
300										58.5	19.9	21.6
350				14.2	16.2	69.6				42.6	20.6	36.8
370										36.7	20.8	42.5
380												
400				27.9	12.0	60.1						
450				9.6	10.8	79.6						

Table N 6 . (cont.) Teneur en nitrogène des extraits a (1) eau chaude, (2) HCl 2% et (3) H_2SO_4 72% + residu en pourcentage du nitrogène total dans les sédiments de 28 lacs d'Ontario. Les données (1) et (2) ont été obtenues par analyse, (3) par calcul

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	20. Otty lake			25. Chemung lake			26. Rice lake			31. Boat lake		
	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)
0	2.3	38.6	59.1							20.1	0.0	79.9
5				22.6	8.9	68.5						
20										-	26.9	-
35							12.2	5.5	82.3			
50				76.3	17.0	6.7						
125										31.0	-	-
250				34.6	12.4	59.7	-	12.2	-			
450							-	2.1	-			
470							3.8	1.1	95.1			

	33. Silver lake			34. Puslinch lake			36. Lockhead lake			37. Whittaker lake		
	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)
0							15.7	37.2	47.1	23.1	16.4	60.5
50							12.7	-	-	25.5	6.4	68.1
100							13.9	42.3	43.8	25.8	30.9	43.3
150							13.8	44.9	41.3	22.9	9.7	67.4
200				4.7	25.2	70.1	3.5	39.6	56.9	35.0	25.6	39.4
220	70.0	14.4	15.6									
250							2.6	46.3	51.1	30.8	19.5	49.7
300							27.8	28.5	43.7	35.9	28.9	35.2
350							23.5	53.7	22.8	28.1	25.7	46.2
400				16.1	30.9	53.0						
440				33.8	20.1	46.1						

	39. Heart lake			41. Miller lake			43. Edwards lake			44. Little lake		
	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)
0	30.4	22.9	46.7	35.5	31.7	32.8	34.2	26.4	39.4	24.3	34.4	41.3
20	20.5	27.0	52.5									
50				23.5	31.4	45.1	35.6	27.9	36.5	15.6	40.5	43.9
100	20.1	32.8	47.1	28.7	25.3	46.0	24.7	34.0	41.3	19.7	38.5	41.8
150	46.5	31.5	22.0	28.1	31.0	40.9	25.0	26.9	48.1	19.3	32.4	48.3
170				39.2	23.3	37.5						
200				31.3	27.8	40.9	26.6	22.0	51.4	23.7	32.0	44.3
250	34.7	21.4	43.9	27.4	25.1	47.5	27.0	31.2	41.8			
300	28.9	22.9	48.2				31.3	23.1	45.6			
350	37.0	22.5	40.5				34.2	25.0	40.7			
400	26.7	32.2	41.1									
440	30.0	26.6	43.4									

	46. Bass lake			50. Crow lake			51. Belmont lake			52. Russelman lake		
	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)
0	9.3	17.0	73.7	13.7	25.9	60.4	16.7	23.2	60.1	17.8	34.9	47.3
50	37.6	61.0	1.4	15.0	25.6	59.4	16.6	25.7	57.7	22.3	33.1	44.6
100	14.6	19.5	65.9	19.9	26.5	53.6	21.0	24.8	54.2	20.1	35.6	44.3
150	27.6	26.5	45.9	11.5	28.7	59.8	11.3	29.2	59.5	18.9	33.0	48.1
200	32.5	34.3	33.2	14.9	23.0	62.1	19.4	27.6	53.0	13.6	36.2	50.2
250				14.8	28.1	57.1				27.4	29.8	42.8

Table N 7. Nitrogène soluble en eau chaude, en HCl 2% et en H_2SO_4 dans les sédiments de 28 lacs d'Ontario, en pourcentage du nitrogène total (le nombre d'échantillons en parenthèses)

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	N soluble en eau	N soluble en HCl	N soluble en H_2SO_4
0	23.8 (21)	26.2 (21)	50.0
50	32.2 (16)	27.8 (15)	40.0
100	21.8 (12)	28.7 (13)	49.5
150	21.8 (12)	27.6 (13)	50.6
200	26.9 (12)	26.6 (15)	46.5
250	22.3 (10)	24.5 (11)	53.2
300	31.0 (6)	24.2 (6)	44.8
350	26.7 (7)	26.1 (7)	47.9
400	23.6 (3)	25.0 (3)	51.4
450	24.3 (3)	10.8 (1)	64.9

Table N 8. La répartition du rapport $\frac{\text{N total}}{\text{P total}}$ dans 225 échantillons des sédiments de 35 lacs d'Ontario

$\frac{\text{N total}}{\text{P total}}$	nombre d'échantillons	pourcentage des échantillons
0 - 5	26	11.6
5 - 10	20	8.9
10 - 15	29	12.9
15 - 20	20	8.9
20 - 25	25	11.1
25 - 30	18	8.0
30 - 35	12	5.3
35 - 40	14	6.2
40 - 45	8	3.6
45 - 50	9	4.0
50 - 55	10	4.4
55 - 60	13	5.8
60 - 65	4	1.8
65 - 70	3	1.3
70 - 75	4	1.8
75 - 80	3	1.3
80 - 85	2	0.9
85 - 90	3	1.3
90 - 95	1	0.4
95 - 100	1	0.4

Table N 9. La répartition moyenne du rapport $\frac{\text{nitrogène soluble dans HCl 2\%}}{\text{phosphore soluble dans HCl 2\%}}$ par profondeur

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	$\frac{\text{N. sol. HCl 2\%}}{\text{P sol. HCl 2\%}}$	nombre d'échantillons
0	16.6	23
50	14.0	16
100	21.2	14
150	21.8	14
200	24.2	15
250	41.8	10
300	35.4	6
350	24.7	7
400	12.9	4
450	18.3	3

Table N 10. La teneur en nitrogène des sédiments de surface de quelques lacs, rapportée dans la littérature

Auteur	lac	nitrogène en pourcentage du poids sec
Hülsen, 1902	Pestschino, Russia	0.09
Damas, 1956	Mohasi II, Belgian Congo	0.15 - 0.2
Stangenberg, 1949	Wigry, Russia	0.18 - 1.37
Decksbach, 1925	Kossino, Russia	0.20 - 6.0 (de la matiere organique)
Damas, 1956	Mohasi I, Belgian Congo	0.22
Hülsen, 1902	Tschornoje, Russia	0.28
Damas, 1956	Bubera, Belgian Congo	0.45
Allen et al., 1953	Coniston, Great Britain	0.47
Damas, 1956	Luhondo, Belgian Congo	0.55
Allen et al., 1953	Thirlmere, Great Britain	0.57
	Windermere, Great Britain	0.59
Stalberg, 1923	Sachsenhausen ponds	0.62 - 1.21
Kleerekoper and Grenier, 1952	Lauzon, Canada	0.94
Allen et al., 1953	Esthwaite, Great Britain	1.14
Damas, 1956	Mugesera, Belgian Congo	1.76
	Sake, Belgian Congo	2.25

Chapitre VII

LE PHOSPHORE

Introduction

Le cycle du phosphore dans les lacs présente un intérêt particulier du moment que la disponibilité de cet élément détermine plus fréquemment que tout autre élément dont les plantes ont besoin, le degré de productivité de phytoplancton dans les lacs. Bien que l'azote assimilable peut s'épuiser temporairement durant un développement intensif du phytoplancton, sa régénération à partir de protéines est rapide tandis que les organismes qui fixent l'azote ainsi que sa précipitation peuvent fournir de nouvelles réserves (Drewes, 1928; Virtanen, 1948; Fogg, 1947; Watanable, Nishigaki et Konishi, 1951). Dans les lacs de formation harmonieuse, on peut en général s'attendre à ce que peu de composés azotés soient cédés au sédiment, puisque ni l'hydroxyde ferrique ni les sédiments eux-mêmes n'absorbent des composés azotés, bien qu'un humus azoté résistant et des complexes de lignine peuvent se former.

Dans le cas du phosphore, les conditions sont sensiblement moins favorables au maintien d'une alimentation adéquate au peuplement en phytoplancton. Dans tous les lacs où l'hypolimne contient quelques milligrammes d'oxygène dissous, il se forme de l'hydroxyde ferrique à la limite boue-eau. Ce composé colloïdal adsorbe intensivement le phosphate dissous dans l'eau lacustre, soustrayant le phosphate aux besoins du plancton, pour le déposer dans le sédiment lacustre sous forme d'un complexe ferrihydroxyde-phosphate. Encore plus de phosphore peut être retiré sous la forme de phosphate ferrique. Ce processus de précipitation du phosphate est continu dans les lacs oligotrophiques où l'hypolimne contient suffisamment d'oxygène pour permettre en tout temps la formation de l'hydroxyde ferrique et où la surface de la boue est maintenue en état d'oxydation. Dans les lacs eutrophiques, il se peut que l'oxygène ne soit disponible dans l'hypolimne et à la limite boue-eau que durant les périodes de pleine circulation, tandis que, durant les périodes de stratification thermique, l'hypolimne et la boue se vident d'oxygène et des processus de réduction remplacent celui de l'oxydation. Les complexes d'hydroxyde ferrique et de phosphate et les phosphates ferriques de la strate supérieure du sédiment viennent alors à réduction, sont amenés à solution et retournés au cycle alimentaire dans l'eau du lac. Durant la

période subséquente de circulation totale, il se forme de nouveau de l'hydroxyde ferrique dans l'eau et à la limite boue-eau et le phosphate se précipite (Einsele, 1936, 1941; Ohle, 1953; Hayes, 1949; Hayes e.a., 1952).

Ce mécanisme fait que les lacs oligotrophiques cèdent sans cesse du phosphore au sédiment et que le phosphate devient fréquemment le facteur limitatif de leur productivité biologique (Thomas, 1953). Mais même dans les lacs eutrophiques ayant des périodes saisonnières d'oxydation de la surface de la boue, des pertes intermittentes peuvent se produire.

Dans les eaux riches en substances d'humus, il est souvent perdu du phosphore au profit du cycle alimentaire dans le lac, par l'adsorption de composés organiques du phosphore comme l'adsorption de la lécithine par les hydrates de carbone; dans de telles conditions, une pénurie de phosphore peut survenir (Lundqvist, 1924; Yoshimura, 1932; Naumann, 1932; Ohle, 1933). Des observations faites sur des sédiments de marécages ont révélé que l'eau ne peut extraire que très faiblement du sédiment du fond (Stangenberg, 1942; Cronheim et Czensny, 1919; Misra, 1938). Dans certains marécages, cependant, le fond peut être une source importante de phosphore (Lantzsch, 1921). Dans les océans, la libéralisation du phosphate du fond de la mer dans l'eau sus-jacente peut se produire lorsque le sédiment du fond consiste en des particules très finement divisées (Cooper, 1951). Une libération similaire a été signalée dans un estuaire pollué (Stephanson, 1949).

Un peu de phosphate peut être fourni par les sédiments superciels des lacs par le moyen de l'autolyse des cellules mortes de bactéries (Renn, 1937). Ce genre de phosphate est probablement libéré comme orthophosphate par la déphosphorylation par phosphatase des composés de phosphore organique (Harvey, 1955; Kaila, 1949; Matsue, 1949), processus signalé comme se produisant dans le plancton en décomposition (Matsue, l.c.). Il se peut que l'eau interstitielle riche en phosphate du sédiment se trouve mélangée avec l'eau libre par les tourbillons par diffusion et par telle perturbation mécanique qui peut être causée par des bulles remontrantes d'hydrogène sulfuré et de méthane qui se forment communément dans les sédiments organiques dans des conditions anaérobies.

Les résultats d'une alimentation plus abondante en phosphore des lacs qui en manquent, sont en général frappants. Le plus couramment cette alimentation accrue résulte d'une intervention humaine telle que l'éclaircissement des forêts; l'utilisation agricole des terres dans la zone de drainage du lac; la fertilisation de la terre à l'aide d'engrais ou de compost et, plus que tout, l'évacuation dans les lacs des eaux-vannes, des eaux polluées ou résiduaires provenant des installations de traitement des eaux-vannes (Ohle, 1953; Hasler, 1947; Minder, 1943). Parmi les agents naturels qui amènent une intensification de l'avitaillement en phosphore, on peut citer une précipitation accrue, un changement de

niveau de l'eau et une inondation du bassin. Dès que la teneur en phosphate de l'eau augmente, l'eutrophisation commence. Du moment qu'une augmentation de la production de matière organique dans le lac doit éventuellement mener à une épuisement temporaire de l'oxygène à la limite boue-eau, une augmentation supplémentaire de l'avitaillement en phosphate est effectuée dans la boue superficielle par réduction des hydrates ferriques de phosphate et des composés de phosphates ferriques. Ceci accélère l'eutrophisation et mène à une anaérobiose permanente dans la zone boue-eau, ce qui empêche toute perte de phosphate par précipitation. La réduction de la boue à la surface, temporaire ou permanente, se reflète dans les caractéristiques chimiques et physiques du sédiment superficiel, en premier lieu par la présence d'une substance réduite telle que le sulfure de fer.

Dans le sédiment, le phosphore joue un rôle important dans la croissance et dans la reproduction des micro-organismes directement ou indirectement impliqués dans la transformation de la matière organique et inorganique. Depuis longtemps déjà on a constaté le besoin que les bactéries du sol ont de phosphore (Stoklasa, 1911). Après avoir été assimilé, le phosphore est de nouveau libéré par autolyse après la mort de la bactérie. Comme les sédiments des fonds des lacs contiennent souvent de grands nombres de bactéries, en particulier dans la strate superficielle (Cooper, Murray et Kleerekoper, 1953; Carpenter, 1939; Henrici et McCoy, 1938; Koppe, 1923; Perfiliev, 1929), des quantités appréciables d'orthophosphate peuvent venir à disposition à la limite boue-eau (Renn, 1937; Hutchinson, 1941; Solimorskaja-Rodins, 1940). Un peu de phosphate inorganique disponible dans le sédiment lacustre peut être utilisé par les ciliates benthoniques dont quelques paraissent capables d'utiliser du phosphate inorganique comme ressource supplémentaire à la matière organique particulaire et aux bactéries (Hooper et Elliott, 1953).

La quantité de phosphore assimilé et temporairement immobilisé par les bactéries dans les sédiments lacustres, a probablement une certaine importance puisque la teneur en P de leurs corps est de 1,5 à 2,5% de leur poids sec (Kaila, 1949). Les importantes observations faites par Kaila sur la matière organique contenue dans les sols (l. c.) indiquent qu'il existe un rapport bien défini entre la quantité de matière organique sèche consommée par les bactéries et la quantité de phosphore assimilé. Cette dernière est de 0,15 à 0,25% de la matière organique consommée. La provenance de ce phosphore peut être soit organique soit inorganique de sort qu'il est déposé sans interruption du phosphore dans le protoplasme microbien d'où il sera libéré par autolyse, par hydrolyse et par les enzymes après la mort des cellules (Kaila, l. c.). Or, comme la proportion entre le phosphore assimilé et la matière organique consommée est déterminée, la quantité de phosphore organique augmentera plus rapidement que celle du phosphore libéré par autolyse, pourvu, toutefois, que l'approvisionnement en matériau fournisseur d'énergie soit suffisant et que les conditi-

ons d'entourage soient adéquates d'une façon générale. Lorsque la pénurie de matière organique disponible fait baisser la multiplication bactérienne, la libération du phosphore par minéralisation dépasse graduellement l'assimilation. Selon Kaila, près de 0, 3% du phosphore est nécessaire à la décomposition complète des composés de carbone purs. En présence d'un excédent de phosphore, la minéralisation de cet élément devient plus effective que la synthèse organique. Le chiffre ci-dessus de 0, 3% ne peut évidemment pas s'appliquer à la matière organique naturelle sans que l'on soit renseigné plus avant sur la disponibilité de carbone dans la substance en question. Dans la plupart des cas, le carbone contenu dans la matière organique naturelle n'est qu'en partie à la disposition des micro-organismes (Steiner, 1931; Steiner et Meloche, 1935) de sorte qu'un pourcentage proportionnellement plus petit de phosphore sera réclamé pour sa décomposition. Kaila propose la moyenne de 0, 2% de la matière sèche décomposée.

Kaila observe en outre que la minéralisation du phosphore organique dans la matière organique naturelle dépend de la disponibilité des composés du carbone organique et du phosphore pour les bactéries.

Les considérations qui précèdent sont d'importance pour le cycle du phosphore dans les lacs et dans leurs sédiments. Le problème de la disponibilité du phosphore dans les sédiments - sous forme d'hydrates ferriques de phosphate, de phosphate ferrique ou de composés phosphorés organiques - pour les bactéries n'a pas seulement trait au cycle de cet élément mais aussi à la décomposition de la matière organique.

Les facteurs passés en revue ci-dessus comme exerçant leur effet sur la teneur en phosphore des sédiments des fonds lacustres, peuvent donc s'énumerer ainsi:

1. La géologie du bassin de drainage du lac détermine l'abondance des phosphates dans la roche;
2. Le climat, le sol et végétation exercent, ensemble avec des facteurs chimiques, sur l'abondance de phosphate dans l'eau souterraine et dans les courants superficiels;
3. La pénurie de phosphate dans le bassin de drainage mène à l'oligotrophie du lac; la stratification chimique ne se développe pas et le sédiment superficiel est en permanence en état d'oxydation; du phosphate est retiré de l'eau du lac et précipité de façon à augmenter encore la pénurie de phosphate; le phosphate dans le sédiment est disponible en quantité plus forte que ne l'exige la proportion de matière organique disponible pour les micro-organismes; l'autolyse des bactéries libère plus de phosphore que n'en consomme l'activité microbienne; le phosphore ainsi minéralisé est retenu dans le sédiment sous forme de phosphate ferrique, de complexe hydrate ferrique de phosphate ou bien il est adsorbé à l'humus et aux colloïdes de lignine;
4. Un avitaillement suffisant de phosphate dans le bassin de

drainage cause l'eutrophie dans le lac et la stratification chimique; la pénurie périodique d'oxygène à la limite boue-eau cause la réduction de l'hydrate ferrique et du phosphate ferrique et le phosphate retourne à l'état de solution et dans le cycle alimentaire dans l'eau lacustre; la surface du sédiment réapprovisionne l'eau en phosphates et l'eutrophisation progresse; l'anaérobiose à la limite boue-eau devient permanente; il ne se précipite plus de phosphate mais de la matière organique incomplètement décomposée et contenant du phosphore peut s'accumuler; en présence d'une abondance de carbone organique disponible dans le sédiment, le phosphore peut aisément devenir le facteur déterminant dans le développement de la flore bactérienne; dans ce cas il n'est point libéré de phosphore sous forme minéralisée;

5. Des activités de culture qui amènent l'eutrophisation par pollution domestique et agricole et par érosion;

6. Les substances allochtones d'humus, provenant de marais et libérées par l'effet du déboisement, adsorbent et immobilisent les phosphates dans l'eau lacustre pour l'incorporer dans les sédiments des fonds sous la forme de complexe à phosphate colloïdal; il en résulte une pénurie en phosphate et une oligotrophie; le phosphore de ce genre n'est pas libéré par l'activité bactérienne;

7. Les changements dans le climat, en particulier dans la précipitation et dans le rayonnement solaire, les changements de niveau de l'eau, les changements dans l'économie du calcium, se voient tous reflétés dans la teneur en phosphore des sédiments des fonds lacustres du moment que ces facteurs font valoir leur effet sur les processus exposés ci-dessus.

1. La distribution générale du phosphore dans les sédiments lacustres de l'Ontario méridional

Le tableau P 1 porte les chiffres pour (1) le phosphore total, (2) le phosphore soluble dans l'eau chaude et (3) le phosphore soluble dans l'acide chlorhydrique à 2%, pour les carottes de 35 lacs. Le rapport de ces trois valeurs figure sous (4).

La distribution des fréquences de la teneur totale en phosphore figure au tableau P 2. Autour de 50% de tous les échantillons contiennent en phosphore entre 0, 010 et 0, 060% de leur poids sec. Le tableau P 3 montre par lac la teneur moyenne en P de tous les échantillons, dans l'ordre ascendant des valeurs. Plus de la moitié de tous les lacs a une teneur moyenne en P située entre 0, 042 et 0, 079; pour la catégorie la plus nombreuse, qui compte 12 lacs, cette valeur se situe entre 0, 042 et 0, 059%.

Au tableau P 4, les lacs sont classés selon le système géologique de leurs bassins, la teneur moyenne en P de chaque groupe étant donné pour les échantillons de la surface du fond seulement et pour tous les échantillons combinés.

Les chiffres présentent un grand intérêt en ce sens qu'ils montrent que la teneur en P dépend de la géologie du bassin. Ce rap-

port est particulièrement accusé dans les échantillons de surface. L'on sait que la teneur en P de l'eau souterraine est très faible dans les formations géologiques plus anciennes (Kleerekoper, 1944) et peut même ne pas être plus qu'une trace. Là où l'interférence humaine ne joue pas un rôle important, il y a lieu de présumer une corrélation étroite entre la productivité biologique et la teneur en P de l'eau (Deevey, 1940, 1942; Naumann, 1931; Hutchinson, 1938; Rawson, 1939; Ohle, 1953). C'est pourquoi l'oligotrophie est de règle dans les vieilles formations géologiques lessivées telles que le pré-cambrien. Il n'est pas clair pourquoi de telles différences de teneur en P de l'eau doivent se refléter dans la teneur en P des sédiments des fonds lacustres. On admet en général que l'oligotrophie cause l'immobilisation du phosphore dans le sédiment par les processus décrits dans l'introduction de ce chapitre. La plus forte teneur en P devrait donc être trouvée dans les sédiments des lacs oligotrophiques (Kleerekoper et Grenier, 1952). Or, cela n'est évidemment pas le cas dans les lacs étudiés dans cette publication. Ce développement est à prévoir si l'on présume que les processus de mobilisation des phosphates à la surface de la boue réduite des lacs eutrophiques sont remplacés par l'accumulation de matière organique qui n'est que partiellement minéralisée et qui contient de considérables quantités de phosphore. En dépit de la dissolution saisonnière ou continue des composés de phosphore réduits venant de la boue, la teneur totale en P du sédiment devrait donc augmenter de pair avec les progrès de l'eutrophisation. Cette hypothèse est étayée par les chiffres du tableau P 4. Ils montrent que la teneur moyenne en P des sédiments superficiels est sensiblement plus forte que les valeurs moyennes pour tous les échantillons (sédiments superficiels et sous-jacents). Le déboisement et la colonisation humaine dans les bassins hydrographiques des lacs comptent parmi les facteurs auxquels est due cette différence de teneur en P. La proportion, cependant, entre les valeurs à la surface et les moyennes d'ensemble varie considérablement dans les quatre groupes de lacs, comme on peut le voir par le tableau ci-dessous:

Géologie du bassin	$\frac{\text{teneur en P des échantillons de surface}}{\text{teneur en P de tous les échantillons}}$
Dévonien	1,8
Silurien	1,6
Ordovicien	1,2
Précambrien	1,4

Les chiffres révèlent que l'eutrophisation la plus rapide - qui doit se produire dans les formations géologiques les plus jeunes - est accompagnée par une accumulation de phosphore, à cadence encore plus rapide, dans les sédiments des fonds lacustres.

Si ce phosphore est en effet immobilisé en première instance

sous une forme organique, on devrait pouvoir trouver une corrélation entre les chiffres du tableau P 4 et le rapport du phosphore total au phosphore soluble dans du HCl à 2%. Un traitement à l'acide faible tel que le HCl à 2% ne libérera que les composés phosphorés facilement solubles, em premier lieu les phosphates. Le reste du phosphore présent aura alors une forme organique qui ne peut être hydrolysée que par des acides forts tels que du H_2SO_4 à 72%. C'est pour cela que, plus le rapport du P total au P soluble dans le HCl à 2% sera élevé, plus la quantité relative du phosphore lié à de la matière organique sera grande. La fraction soluble dans l'eau peut être négligée à cause de sa très faible valeur dans presque tous les sédiments (tableau P 1).

La corrélation du rapport ci-dessus avec les chiffres du tableau P 4 se voit ci-dessous pour ceux des lacs pour lesquels les chiffres nécessaires étaient disponibles:

Géologie du bassin	lacs	nombre des échantillons	$\frac{\text{P total}}{\text{P soluble dans le HCl}}$
Dévonien	3, 12 33, 37	11	5, 0
Silurien	9, 36 41, 43	16	4, 3
Ordovician	1, 22 44, 46	19	2, 6
Précambrien	13, 14 15, 19 51	21	2, 1

De ce tableau il ressort de façon évidente que la quantité relative de phosphore organique est beaucoup plus grande dans les sédiments des lacs situés dans les formations géologiques plus récentes; plus la formation rocheuse du bassin est ancienne, plus la quantité relative de phosphore organique dans les sédiments sera petite. On ne saurait tirer en doute que les relations montrées ci-dessus reflètent les états de trophicité des lacs tels qu'ils sont devenus sous l'influence de la géologie des bassins hydrographiques.

2. La distribution verticale du phosphore dans les profils des fonds lacustres

Le tableau P 5 donne des valeurs moyennes pour la teneur en P totale de tous les échantillons, classées par ordre de profondeur. La forte hausse de ces valeurs au-dessus du niveau de 150 cm est tout-à-fait frappante et se repère aisement dans les carottes individuelles, bien que le niveau exact auquel le changement se produit puisse varier d'un lac à l'autre. Il y a lieu de rappeler ici que de brusques changements du même genre ont été constatés

dans presque toutes les carottes par rapport au carbone et ses composés principaux. Il a déjà été montré au tableau P 4 que l'augmentation en P total en remontant vers la surface se produit dans toutes les quatre formations géologiques de la région en question, mais qu'elle est le plus accusée dans les formations les plus récents.

Et ce n'est pas seulement la teneur totale en P qui augmente tout-à-coup dans les strates plus récentes au-dessus du niveau de 150 cm, mais le rapport entre le P total et le P soluble dans le HCl à 2% augmente aussi à ce niveau, ainsi que cela est montré au tableau P 6. Dans les sédiments plus récents, le phosphore s'accumule dans la matière organique que ne peuvent hydrolyser les acides faibles. Il a déjà été montré que cette accumulation sous forme organique est plus rapide dans le Dévonien que dans les formations plus anciennes. C'est sans doute un phénomène d'eutrophisation qui s'est trouvé assez brusquement accéléré autour du niveau de 150 cm bien qu'ayant progressé lentement dans les périodes plus anciennes.

3. Les relations entre le phosphore et les autres éléments dans les sédiments

Il n'y a pas de corrélation générale entre le phosphore total et le carbone total dans les sédiments; il en est de même entre le phosphore total et le rapport C-N. Cependant, le rapport C-P augmente avec la profondeur d'ensevelissement, en premier lieu à cause de l'augmentation de la teneur totale en P dans les sédiments plus jeunes.

Profondeur en cm	C:P	Nombre d'échantillons
0	274	56
50	338	24
100	408	21
150	846	18
200	711	21
250	778	15
300	704	10
350	824	10
400	400	4
450	1124	5
500	669	1

Les relations entre le phosphore et l'azote sont discutées au chapitre sur l'azote.

Table P 1. La teneur en phosphore de (1) l'échantillon originale, (2) l'extrait à eau chaude, (3) l'extrait à HCl 2% en pourcentage du poids sec de l'échantillon originale et (4) le rapport de (1), (2) et (3) dans les sédiments de 35 lacs d'Ontario

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	numéros des lacs							
	1. Jordan Harbour				2. Sixteen Mile Creek			
	(1)	(2)	(3)	(4)	(1)	(2)	(3)	(4)
0	0.124	0	0.012	10.3:0:1	0.140	$0.3x10^{-3}$	0.051	2.7:0.007:1
0.3	0.155	-	-					
5	0.088	-	0.056	1.6:-:1	0.067	$1.3x10^{-3}$	0.056	1.2:0.020:1
7					0.100	$0.7x10^{-3}$	0.064	1.6:0.011:1
10	0.077	0						
15					0.127	$0.6x10^{-3}$	0.067	1.9:0.009:1
20	0.093	0						
22	0.021	0						
30					0.091	$0.4x10^{-3}$	0.067	1.4:0.006:1
50					0.071	$1.5x10^{-3}$		
100	0.099	-	0.057	1.7:-:1				
135	0.112	-	0.054	2.2:-:1				
150	0.102	0.001	0.045	2.3:0.022:1	0.013	$0.3x10^{-3}$		
180	0.079	0.0003	0.070	1.1:0.004:1				
200					0.058	$0.1x10^{-3}$		
moyenne	.095				.095			

	44. Little lake				46. Bass lake			
	(1)	(2)	(3)	(4)	(1)	(2)	(3)	(4)
0	0.394	0.002	0.069	5.7:0.03:1	0.054	$0.3x10^{-3}$	0.023	2.3:0.013:1
50	0.163	$0.5x10^{-3}$	0.040	4.1:0.012:1	0.072	$0.2x10^{-3}$	0.025	2.9:0.080:1
100	0.204	0.009	0.075	2.7:0.012:1	0.072	$0.2x10^{-3}$	0.032	1.9:0.063:1
150	0.071	0.001	0.051	1.4:0.02:1	0.014	$0.3x10^{-3}$		
200	0.049	$0.4x10^{-3}$			0.017	$0.2x10^{-3}$	0.014	1.2:0.14:1
moyenne	.176				.044			

	17. Mississippi lake				18. Clayton lake			
	(1)	(2)	(3)	(4)	(1)	(2)	(3)	(4)
0	0.109	0.011	0.065	1.7:0.017:1	0.152			
25	0.066	$0.21x10^{-3}$						
50	0.045	0	0.037	1.2:0:1	0.087			
100	0.098	0	0.032	3.1:0:1	0.074			
moyenne	.079				.104			

	6. Puslinch lake	8. Hoffstatter lake
	(1)	(1)
0	0.212	0.128
30		0.026
50	0.189	0.227
62	0.366	
100	0.061	0.083
120	0.020	
150	0.019	0.074
180	0.032	
200	0.045	
220	0.026	
250	0.226	0.029
270	0.371	
300	0.049	0.035
350	0.060	0.037
400	0.061	0.029
450	0.012	0.035
500		0.037
535		0.066
moyenne	.117	.067

Table (cont;) P 1 La teneur en phosphore de (1) l'échantillon originale, (2) l'extrait à eau chaude, (3) l'extrait à HCl 2% en pourcentage du poids sec de l'échantillon originale et (4) le rapport de (1), (2) et (3) dans les sédiments de 35 lacs d'Ontario

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	numéros des lacs							
	4. Blue lake				9. Sunfish lake			
	(1)	(2)	(3)	(4)	(1)	(2)	(3)	(4)
0	0.015	$0.2x10^{-3}$	0.009	1.7:0.022:1	0.145	$0.2x10^{-3}$	0.030	4.8:0.007:1
9					0.161			
12					0.159			
moyenne					.155			
	19. Taylor lake				33. Silver lake			
	(1)	(2)	(3)	(4)	(1)	(2)	(3)	(4)
0	0.049	$0.25x10^{-3}$			0.202			
50	0.050	$0.60x10^{-3}$						
100	0.043	$0.85x10^{-3}$						
150	0.054							
170	0.037	$0.50x10^{-3}$						
200	0.076	$0.84x10^{-3}$	0.043	1.8:0.020:1	0.095			
220					0.051	$0.05x10^{-3}$	0.005	10.0:0.01:1
268	0.051	0.004	0.047	1.1:0.085:1				
290	0.105							
300	0.066	0.001	0.032	2.1:0.031:1				
325	0.061	$0.45x10^{-3}$	0.036	1.7:0.012:1				
350	0.093	$0.45x10^{-3}$	0.073	1.3:0.006:1				
moyenne	.062				.116			
	50. Crow lake				51. Belmont lake			
	(1)	(2)	(3)	(4)	(1)	(2)	(3)	(4)
0	0.098	0.008	0.034	2.9:0.23:1	0.068	0.008	0.011	6.2:0.73:1
50	0.062	0.005	0.036	1.7:0.14:1	0.062	$0.1x10^{-3}$	0.016	3.9:0.006:1
100	0.088	0.008	0.015	5.9:0.53:1	0.037	0	0.018	2.1:0:1
150	0.038	0.005	0.013	2.9:0.38:1	0.044	$0.1x10^{-3}$	0.028	1.6:0.004:1
200	0.033	0.009	0.010	3.3:0.9:1	0.036	$0.3x10^{-3}$	0.025	1.4:0.012:1
250	0.014	0.007						
moyenne	.055				.049			
	13. Wilcox lake				15. White lake			
	(1)	(2)	(3)	(4)	(1)	(2)	(3)	(4)
0	0.077	$0.68x10^{-3}$	0.003	25.7:0.227:1	0.010	$0.3x10^{-3}$		
30	0.063	$0.23x10^{-3}$	0.026	2.4:0.009:1	0.014			
40					0.012			
50	0.049	$0.13x10^{-3}$	0.040	1.2:0.003:1	0.006	$0.4x10^{-3}$	0.004	1.5:0.100:1
100					0.010	$0.2x10^{-3}$		
135					0.158	$0.2x10^{-3}$	0.052	3.0:0.004:1
200	0.036	$0.22x10^{-3}$	0.031	1.2:0.007:1				
240	0.061							
moyenne	.057				.035			
	14. Reesor lake				16. Constance lake			
	(1)	(2)	(3)	(4)	(1)	(2)	(3)	(4)
0	0.116				0.145	0.010	0.058	2.5:0.17:1
50	0.089				0.106	$0.84x10^{-3}$	0.051	2.1:0.016:1
100	0.089							
150	0.051	$0.7x10^{-3}$	0.016	3.2:0.044:1				
200	0.010	$0.9x10^{-3}$	0.007	1.4:0.130:1	0.074	$0.82x10^{-3}$	0.029	2.5:0.028:1
250	0.013	$0.8x10^{-3}$	0.007	1.9:0.110:1				
300	0.026	$0.7x10^{-3}$	0.007	3.7:0.100:1				
350	0.013	$0.8x10^{-3}$	0.008	1.6:0.100:1	0.069	0.002	0.031	2.2:0.064:1
375	0.015	$0.8x10^{-3}$	0.008	1.9:0.100:1				
400					0.092	$0.5x10^{-3}$	0.062	1.5:8.008:1
450					0.116	$0.22x10^{-3}$	0.047	2.5:0.047:1
moyenne	.047				.100			

Table P 1.(cont.). La teneur en phosphore de (1) l'échantillon originale, (2) l'extrait à eau chaude, (3) l'extrait a HCl 2% en pourcentage du poids sec de l'échantillon originale et (4) le rapport de (1), (2) et (3) dans les sédiments de 35 lacs d'Ontario

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	numéros des lacs					
	10. Paradise lake (1)	22. Scucog lake (1)	5. Lovey lake (1)	31. Boat lake (1)	21. Moira lake (1)	7. Twin lake (1)
0	0.101	0.052		0.032	0.199	0.044
20				0.051	0.161	
40				0.030	0.168	
50	0.108	0.031			0.193	
90		0.019				
100	0.067	0.013			0.117	
120		0.009				
125				0.055		
150	0.022	0.007	0.036			
160			0.074			
175		0.008	0.052			
200	0.020	0.005				
250	0.020	0.007				
300	0.021	0.007				
350		0.011				
370		0.020				
380		0.040				
moyenne	.051	.018	.054	.042	.167	

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	numéros des lacs		
	11. Pinehurst lake (1)	12. Tennger lake (1)	20. Otty lake (1)
0	0.095 - 0.177	0.163 - 0.199	0.152
15			0.126
30			0.089
moyenne			.122

Table P1.(cont.). La teneur en phosphore de (1) l'échantillon originale, (2) l'extrait à eau chaude, (3) l'extrait à HCl 2% en pourcentage du poids sec de l'échantillon originale et (4) le rapport de (1), (2) et (3) dans les sédiments de 35 lacs d'Ontario

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	numéros des lacs							
	36. Lockhart lake				37. Whittaker lake			
	(1)	(2)	(3)	(4)	(1)	(2)	(3)	(4)
0	0.110	0.007	0.015	7.3:0.047:1	0.208	0.003	0.032	6.5:0.094:1
50	0.079	0.006			0.081	0.001	0.020	4.0:0.05:1
100	0.107	0.008	0.022	4.9:0.036:1	0.055	0.001	0.024	2.3:0.04:1
150	0.049	0.005	0.035	1.4:0.014:1	0.011	0.001		
200	0.050	0.018	0.010	5.0:1.8:1	0.043	0.001	0.031	1.4:0.032:1
250	0.056	0.012	0.020	2.8:0.060:1	0.062	0.002	0.043	1.4:0.047:1
300	0.057	0.009	0.016	3.6:0.56:1	0.079	0.002	0.054	1.4:0.037:1
350	0.029	0.014			0.061	0.001	0.052	1.2:0.019:1
moyenne	.067				.075			

	41. Miller lake				43. Edwards lake			
	(1)	(2)	(3)	(4)	(1)	(2)	(3)	(4)
0	0.093	0.006	0.023	4.2:0.026:1	0.040	$0.5x10^{-3}$	0.011	3.6:0.046:1
50	0.101	0.003	0.017	5.9:0.018:1	0.045	$0.4x10^{-3}$	0.019	2.4:0.021:1
100	0.082	0.009	0.011	7.5:0.082:1	0.060	$0.2x10^{-3}$	0.014	4.3:0.014:1
150	0.014	0.003	0.022	6.4:0.014:1	0.017	$0.8x10^{-3}$	0.013	1.3:0.062:1
170	0.010	0.001	0.019	5.3:0.005:1				
200	0.024	0.009	0.064	3.7:0.014:1	0.013	$0.2x10^{-3}$		
250	0.014	0.001			0.016	$0.2x10^{-3}$		
300					0.014	$0.5x10^{-3}$		
350					0.021	$0.3x10^{-3}$		
moyenne	.048				.028			

	25. Chemung lake				52. Musselman lake			
	(1)	(2)	(3)	(4)	(1)	(2)	(3)	(4)
0	0.052				0.098	0.002	0.059	1.7:0.040:1
5	0.021	0	0.004	4.4:0 :1				
50	0.027	$0.2x10^{-3}$	0.011	2.4:0 :1	0.062	0.001	0.039	1.6:0.038:1
100					0.088	$0.06x10^{-2}$	0.034	2.6:0.018:1
250	0.012	0	0.003	4.0:0 :1	0.041			
400	0.388	0	0.004	97.0:0 :1				
moyenne	.100				.072			

Table P 2. La répartition de la teneur en phosphore total de 206 échantillons de sédiments des lacs d'Ontario

phosphore total en pourcentage du poids sec	nombre d'échantillons	pourcentage des échantillons
0.001 - 0.010	6	2.9
0.011 - 0.020	33	16.0
0.021 - 0.030	14	6.8
0.031 - 0.040	20	9.7
0!041 - 0.050	15	7.3
0.051 - 0.060	17	8.2
0.061 - 0.070	19	9.2
0.071 - 0.080	15	7.3
0.081 - 0.090	10	4.8
0.091 - 0.100	10	4.8
0.101 - 0.110	10	4.8
0.111 - 0.120	5	2.4
0.121 - 0.130	6	2.9
0.131 - 0.140	2	1.0
0.141 - 0.150	2	1.0
0.151 - 0.160	5	2.4
0.161 - 0.170	4	1.9
0.171 - 0.180		
0.181 - 0.190	1	0.5
0.191 - 0.200	2	1.0
0.201 - 0.210	3	1.5
0.211 - 0.220	1	0.5
0.221 - 0.230	2	1.0
0.361 - 0.370	1	0.5
0.371 - 0.380	1	0.5
0.381 - 0.390	1	0.5
0.391 - 0.400	1	0.5

Table P 3. Teneur en phosphore total des sédiments de 33 lacs d'Ontario par ordre ascendant

numéro et nom du lac	P% poids sec	nombre d'échantillons	nombre des lacs dans chaque classe
4. Blue	0.015	1	
22. Soucog	0.018	13	2
43. Edwards	0.028	8	
15. White	0.035	6	2
31. Boat	0.042	4	
7. Twin	0.044	1	
46. Bass	0.044	5	
14. Beesor	0.047	9	
41. Miller	0.048	7	
51. Belmont	0.049	5	
10. Paradise	0.051	7	12
5. Lovey	0.054	3	
26. Rice	0.054	6	
50. Crow	0.055	6	
13. Wilcox	0.057	5	
52. Musselman	0.059	6	
19. Taylor	0.062	11	
8. Hoffstatter	0.067	12	
36. Lockhart	0.067	8	5
37. Whittaker	0.075	8	
17. Mississippi	0.079	4	
2. Sixteen Mile	0.095	8	
1. Jordan Harbour	0.095	10	
25. Chemung	0.100	5	4
16. Constance	0.100	6	
18. Clayton	0.104	3	
3. Waterford	0.105	5	
33. Silver	0.116	3	4
6. Puslinch	0.117	15	
20. Otty	0.122	3	1
9. Sunfish	0.155	3	1
21. Moira	0.167	5	
44. Little	0.176	5	2

Table P 4. La teneur moyenne en P des sédiments de 25 lacs d'Ontario selon le système géologique de leurs bassins hydrographiques

Système géologique	lacs	nombre d'échantillons	P % poids sec	
			de toutes les échantillons	des échantillons de surface
Dévonien	3, 12, 33, 37	20	0.099	0.175
Silurien	43, 31, 8, 9, 5, 7, 10, 11, 4, 6, 34, 36, 41	77	0.067	0.106
Silurien inférieur	1, 2, 22, 25, 26, 44, 46	52	0.068	0.081
Précambrien	13, 14, 15, 19, 51, 52	42	0.051	0.070

Table P 5. La teneur moyenne en phosphore total en pourcentage du poids sec des sédiments de 34 lacs d'Ontario en ordre de profondeur

profondeur	phosphore total	nombre d'échantillons
0	0.114	34
25	0.073	10
50	0.085	24
100	0.075	11
150	0.036	18
200	0.039	17
250	0.042	13
300	0.039	9
350	0.044	9
400	0.061	3
450	0.048	4
500	0.037	1

Table P 6. Le rapport de $\frac{\text{P total}}{\text{P soluble dans HCl 2\%}}$ dans les sédiments de 14 lacs d'Ontario selon la profondeur des échantillons

profondeur de la couche dans la carotte en cm.	nombre d'échantillons	$\frac{\text{P total}}{\text{P soluble dans HCl 2\%}}$ (moyennes)
0	14	4.6
50	11	2.8
100	10	3.6
150	8	2.6
200	10	2.3
250	4	1.9
300	4	1.6
350	4	1.6
375	2	2.2

Chapitre VIII

CONCLUSIONS ET RESUME

1. La présente publication traite des résultats d'une étude des carottes de sédiments de fond prélevées dans 37 lacs de l'Ontario méridional, au Canada. Quelques-uns de ces lacs sont situés dans le Bouclier Canadien précambrien de cette région; les bassins hydrographiques de la majorité de ces lacs se trouvent dans les formations diluviales des époques ordovicienne et post-ordovicienne.

2. L'étude s'est concentrée sur la stratification des substances chimiques biologiquement importantes, en une tentative de rassambler des renseignements, dont le besoin allait grandissant, sur certains aspects de la décomposition et de la diagénèse de la matière organique dans les sédiments des fonds lacustres. Dans toutes ou dans un certain nombre des carottes receuillies, l'analyse a été faite de la teneur en eau, du carbone total et des composés carbonés (pectines, hémicelluloses, cellulose, lignine, substances huminées), de l'azote total et des composés azotés (amino-acides, l'azote dans les fractions solubles dans l'eau chaude, dans le HCl à 2% et dans le H_2SO_4 à 72%), de l'hydrogène total, des substances solubles dans le benzol et l'alcool (bitumes), du phosphore total et des composés phosphorés (le phosphore dans les fractions solubles dans l'eau chaude et dans le HCl), de la teneur en cendres et en calcium.

3. En outre, des données furent obtenues sur le profil du pollen dans une des carottes et sur l'âge absolu de deux strates grâce à la méthode C^{14}.

La teneur en eau des sédiments (poids humide) varie entre 20 et 98%. La teneur en eau des sédiments est en corrélation avec leur teneur en carbone mais la rétention d'eau dans les échantillons humides dépend davantage, en principe, des caractéristiques physiques. Dans les sédiments séchés à l'air, la rétention dépend de ce que la matière organique contient d'eau colloïdale. La teneur en eau des sédiments frais est en relation avec leur teneur en substances huminées. Il existe un rapport complexe entre la teneur en eau des sédiments séchés à l'air et leur teneur en calcium, spécialement lorsque cette dernière teneur dépasse les 15% du poids sec. Le calcium n'exerce aucun effet sur la perte d'eau initiale dans les sédiments humides. La teneur en eau augmente entre 0 et 50 cm de profondeur d'ensevelissement, mais diminue brusquement au-dessous de ce niveau. Dans quelques échantillons seulement, le sédiment superficiel contient davantage d'eau que le sédiment sous-jacent.

5. Plus de 50% des échantillons contiennent moins de 20% de

carbone calculé sur la base du poids sec total. En excluant les cendres du calcul, 60% des échantillons contiennent entre 40 et 60% de carbone. Les sédiments de 21 des 37 lacs ont une teneur moyenne en C de 40 à 60%. Ces valeurs ont été comparées avec quelques valeurs que d'autres auteurs ont publiées. La teneur moyenne en carbone des sédiments d'un lac n'est pas une propriété distinctive du lac, mais une forte teneur en carbone est une caractéristique des sédiments des lacs eutrophiques.

La teneur en carbone des bitumes, des pectines, des hémicelluloses, de la cellulose et de lignine a été calculée en % de la teneur totale totale en carbone des sédiments. Dans plus de 91% des échantillons, les bitumes contenaient moins de 5% du carbone total. Dans les lacs oligotrophiques, les sédiments contiennent peu de bitume mais ont une forte teneur en lignine, ce qui constitue une corrélation caractéristique.

Le rapport $\frac{\text{C dans la cellulose}}{\text{C dans les bitumes}}$ est faible (2-3) dans les sédiments des lacs eutrophiques mais fort (6-7) dans ceux des lacs oligotrophiques. Ce rapport fait encore l'objet de discussions.

Il existe un rapport de réciprocité entre la teneur en carbone de la fraction cellulose et la teneur en calcium du sédiment. Lorsque l'une est faible (0 à 5%), l'autre est forte (32%).

La lignine est l'élément composant de la matière organique le plus abondamment présent dans les sédiments analysés. Les chiffres donnent lieu de croire que la teneur en lignine des sédiments consolidés tend vers une équilibre avec une valeur de 40 à 60% de la teneur totale en carbone organique.

6. Dans 23% de tous les échantillons, le rapport C/N se situe entre 11,6 et 12,5. Dans plus de 52%, le rapport se place entre 10,6 et 13,5. A considérer les rapports moyens pour tous les échantillons d'un même lac, les sédiments de 54% des lacs étudiés ont un rapport C/N situé entre 11,1 et 14,0.

Les 239 paires de chiffres pour le rapport C/N, repris sur du papier logarithmique, décèlent la relation en ligne droite démontrée par Arrhenius. Le rapport C/N n'est pas une constante mais dépend de la teneur en carbone du sédiment. A mesure que la teneur en matière organique augmente, le rapport C/N s'élève. Il n'y a pas, cependant, de relation apparente entre la teneur en lignine et le rapport C/N ou entre la teneur en carbone de n'importe laquelle des autres fractions carbonées et le rapport C/N. Ce rapport n'est déterminé par aucune des fractions carbonées analysées. Ce rapport baisse de pair avec l'augmentation de la profondeur d'ensevelissement, à l'exception des 15 cm supérieurs du sédiment. L'âge du sédiment est en corrélation avec ce rapport. Il y a une relation en ligne droite dans 224 échantillons entre les teneurs en hydrogène et en carbone des sédiments. Cette relation n'est pas une constante statistique, mais elle dépend de la teneur en carbone de l'échantillon. Plus cette dernière est forte, plus le rapport C/H sera élevé. Les chiffres ont donné lieu de croire que le rapport C/N ne dépend pas de la teneur relative en humus ou en lignine du sédiment, mais du degré de décomposition de la matière organique que ne reflète pas nécessaire-

ment la teneur totale en lignine.

Le rapport C/N est en relation tant avec la teneur totale en P qu'avec la teneur en P de la fraction sédimentaire soluble dans le HCl, mais la relation avec cette dernière est plus étroite. Plus la teneur en phosphore est basse, plus le rapport C/N est élevé; une faible teneur en phosphore est donc en corrélation avec un faible degré de décomposition organique. Les chiffres font penser que la décomposition de la matière organique est très affectée par la quantité de phosphore facilement disponible.

7. Il existe un rapport réciproque entre la teneur en carbone organique des sédiments et leur teneur en calcium. La teneur en carbone faiblit lorsque la teneur en calcium augmente.

8. La distribution verticale des fractions carbonées dans les carottes a été étudiée par la comparaison entre la teneur en carbone de ces fractions dans les strates sous-jacentes à la surface avec cette teneur des mêmes fractions dans le sédiment de surface, et cela dans les carottes de chaque lac pris séparément. Les rapports C/H, $\frac{C}{C \text{ dans les bitumes}}$ et $\frac{C}{C \text{ dans les subst. sol. } H_2SO_4}$ ont été également calculés dans le but de vérifier si les variations dans la teneur en carbone selon la profondeur d'ensevelissement étaient dues à des différences quantitatives dans la matière organique déposée à l'époque de la sédimentation des diverses strates.

9. La décomposition de la matière organique ne joue pas un rôle important dans les variations quantitatives de la teneur totale en carbone ou de la teneur en carbone des fractions analysées dans les sédiments sous-jacents à la surface. Presque tous les changements sont dus aux variations dans la déposition quantitative de la matière organique à l'époque de la sédimentation des strates. Les variations dans le carbone reflètent ainsi les changements survenus dans les conditions trophiques des lacs.

10. Les changements quantitatifs dans la teneur en carbone de presque tous les échantillons étudiés ne sont pas graduels tout au travers des profils. Dans les carottesprises à faible profondeur on voit de brusques augmentations à un niveau, et à deux niveaux dans les carottes prises plus profond. Ce premier niveau oscille entre 100 et 300 cm de profondeur d'ensevelissement, mais on le rencontre le plus souvent entre 150 et 200 cm de profondeur. L'âge de ce niveau, selon la méthode C14, est de 3.200 à 3.300 ans. Les analyses de pollen révélèrent que l'augmentation du carbone dans les sédiments a coïncidé avec une amélioration du climat manifestée par une prédominance du "Quercus".

La teneur en carbone des 10 ou 15 cm supérieurs des carottes est, à quelques exceptions près, inférieure à celles des strates immédiatement sous-jacentes. Cette diminution correspond aux défrichements à grande échelle des forêts qui ont commencé dans les Plaines basses du Saint-Laurent vers 1780.

12. Quelque 50% de tous les échantillons contiennent moins de 1,5% d'azote calculé sur le poids sec; 90% contiennent moins de 3% d'azote. La moyenne pour tous les échantillons est 1,571%.

Ces chiffres ont été comparés avec un certain nombre de valeurs que divers auteurs ont publiées pour les sédiments de fonds lacustres. Il n'y a pas de relation apparente entre la teneur en azote du sédiment et sa profondeur d'ensevelissement. La teneur moyenne en azote de tous les échantillons d'un même lac indique que, dans 50% des lacs, les sédiments ont une teneur moyenne en azote inférieure à 1,652%. La catégorie la plus étendue en contient de 0,067 à 0,905%.

La teneur en azote des sédiments augmente à mesure que l'âge de la formation géologique de son bassin décroît. La même chose a été constaté pour des échantillons superficiels détachés.

La teneur en azote des sédiments de fonds lacustres des régions précambriennes est relativement forte, chose qui est attribuée à la présence de plus fortes quantités de colloïdes d'humus. La teneur en azote des fractions de sédiment solubles dans l'eau chaude et dans le HCl à 2%, a été déterminée dans les échantillons de 28 lacs. Le reste de l'azote - qui n'est soluble que dans le H_2SO_4 - a, dans tous les échantillons, une valeur relativement constante. Dans 56% des échantillons, cette valeur se situe entre 41 et 60% de l'azote total de l'échantillon. Ce pourcentage est indépendant de la teneur totale en azote du sédiment. La moyenne générale du pourcentage d'azote soluble dans le H_2SO_4 est de 49,9.

La moyenne générale pour l'azote soluble dans l'eau est de 25,4% de la teneur totale en azote; pour l'azote soluble dans le HCl, cette moyenne est de 24,7%. Ces valeurs varient très peu avec la profondeur d'ensevelissement des sédiments. La moitié environ de la teneur totale en azote est donc soluble dans le H_2SO_4 à 72%; le reste se divise à parts égales en fractions solubles dans l'eau et dans le HCl. L'on suppose que cette distribution résulte d'un système d'équilibre et que la fraction soluble dans le H_2SO_4 est liée à l'humus et à la lignine en un complexe extrêmement résistant. La relation entre la teneur en phosphore des sédiments et leur rapport $\frac{\text{N soluble dans le } H_2O}{\text{N soluble dans le HCl}}$ semble indiquer la nature biologique des processus qui jouent un rôle ici. Une diminution de la teneur en P s'accompagne d'une augmentation du rapport ci-dessus.

13. Il n'y a pas de rapport statistique entre la teneur totale en azote et la teneur totale en phosphore des sédiments. Le rapport N/P varie très considérablement et n'est pas influencé par les concentrations absolues des éléments. Il n'a pas été possible d'acquérir la preuve d'une relation entre le rapport et géologie des bassins hydrographiques. Il y a cependant une corrélation entre le rapport N/P et la profondeur d'ensevelissement des sédiments. En remontant à partir de la strate de 150 cm, le rapport N/P marque une décroissance notable (de 66,5 à 23,3 au niveau 0). Ce changement est presque dû à une brusque augmentation de la teneur en P des sédiments plus jeunes. L'eutrophisation va de pair, dans ces lacs, avec une diminution du rapport N/P.

14. Le rapport $\frac{\text{N soluble dans le HCl à 2\%}}{\text{P soluble dans le HCl à 2\%}}$ a été comparé avec le rapport $\frac{\text{N total}}{\text{P total}}$ dans des sédiments ensevelis à des profondeurs variées. Le rapport $\frac{\text{N total}}{\text{P total}}$ n'est pas toujours accompagné du rapport entre N et P dans les fractions solubles dans le HCl, bien qu'ils tendent en général dans le même sens. La nature des composés azotés et phosphorés semble sujette à variation dans les diverses strates.

15. Une résistance accrue à l'hydrolyse dans les composés phosphorés va de pair avec un accroissement similaire dans les composés azotés que contiennent les sédiments.

16. La présence de 10 amino-acides a été étudiée quantitativement dans un certain nombre de carottes.

17. Le rapport $\frac{\text{N total}}{\text{N dans un amino-acide}}$ est le plus fort dans ceux des sédiments qui ont la plus forte teneur totale en azote. L'alanine seule décèle un rapport statistiquement constant avec la teneur totale en azote de l'échantillon. Il y a une relation en ligne droite entre la teneur totale en azote et la fraction azotée sous forme d'amino-acides. Les chiffres montrent que l'azote sous forme de protéine libre est relativement plus abondante dans les sédiments qui ont une faible teneur totale en azote. Le reste de l'azote est présent sous forme de complexes lignine-azote résistants ou d'autres complexes tout aussi résistants, tels que les acides humiques.

18. Près de 50% de tous les échantillons contenaient entre 0,010 et 0,060% de phosphore calculé sur le poids sec. Plus de 50% des lacs ont des sédiments contenant entre 0.042 et 0,079% de phosphore. Un tiers des lacs, la plus grande catégorie, en contient de 0.042 à 0.059% dans ses sédiments.

19. La teneur en phosphore des sédiments est en corrélation avec la géologie des bassins hydrographiques des lacs. Les valeurs les plus hautes se trouvent dans les formations géologiques les plus jeunes. Une comparaison de la teneur en phosphore des sédiments superficiels avec la teneur moyenne en P des sédiments sous-jacents décèle qu'il s'accumule davantage de phosphore dans les sédiments de la surface. Cette accumulation est la plus forte dans les formations géologiques plus récentes où il se produit également l'eutrophisation la plus rapide. Dans ces sédiments-là, la portion du phosphore total qui s'y trouve sous forme organique est plus grande que cela n'est le cas dans les sédiments des lacs situés dans des formations géologiques plus anciennes.

20. Une brusque augmentation de la teneur en phosphore se manifeste dans les carottes au niveau moyen de 150 cm au-dessous de la surface des sédiments de fond des lacs. Cette augmentation va de pair avec un accroissement du rapport $\frac{\text{P total}}{\text{P sol. dans le HCl}}$. Dans les sédiments récents, le phosphore s'accumule comme matière organique qui ne peut pas être hydrolysée par des acides faibles.

Chapitre IX

METHODES

Echantillonnage

La plupart des échantillons de sédiment dont il est traité dans la présente publication, ont été recueillis à l'aide d'un carotteur Hiller à tête de 50 cm. Un certain nombre d'échantillons de surface ont été obtenus au moyen d'un échantilloneur Lundqvist modifié à tube intérieur en plastique. Cet échantilloneur fournit un échantillon de surface non-remanié qu'il est impossible d'obtenir avec un échantilloneur Hiller lorsque le sédiment de surface est limoneux ou gélatineux. La plupart des échantillons recueillis avec cahcun des deux appareils ont été utilisés en entier pour les analyses. Dans un certain nombre de cas, les carottes ont été subdivisées en sections selon les caractéristiques physiques de leur substance au moment où la carotte a été prélevée. Les échantillons transportés dans des bocaux ont été additionnés de chloroforme. La majorité des échantillons a été séchée après arrivée au laboratoire; quelques-uns ont été conservés à l'état réfrigéré.

L'opération de l'échantillonnage a été effectuée dans un canot à rames stabilisé en vue des sondages au moyen d'un réservoir d'essence vide d'aile d'avion, attaché au flanc du canot à l'aide de deux tiges d'acier et des raccords flexibles.

Tous les échantillons ont été pris dans les parties les plus profonds des lacs, loin des rives et des criques.

Séchage

1. - A l'air - L'excédent d'eau est éliminé par égouttement de l'échantillon placé sur un filtre supporté par un écran. Après pesage dans un vase évaporatoire on laisse l'échantillon sécher à la température ambiante pendant 2 ou 3 semaines après quoi on le pèse de nouveau. La teneur en eau est alors calculée à raison de 100 fois le poids perdu au-dessus du poids sec.

2. - Intégral - L'échantillon est séché comme ci-dessus, puis finement pulvérisé dans un mortier en agate et sous un pilon actionné à l'électricité; ensuite on en pèse une partie. Après séchage dans un four à 105° C pendant une semaine, l'échantillon est de nouveau pesé après quoi, enfin, on calcule la quantité d'eau perdue.

Cendres

Un échantillon de 1 ou 2 grammes de matière pulvérisée est pesé dans un creuset en porcelaine, pesé lui aussi, puis brûlé dans un four à moufle à 700 - 720° C, jusqu'à ce qu'on ait obtenu un poids constant avec au moins deux pesages successifs (5 à 6 heures).

Azote

L'azote a été déterminé dans un appareil semi-micrométrique de Kjeldahl. A une quantité de 0, 15 à 0, 3 grammes de sédiment sec pulvérisé, pesé dans un flacon Kjeldahl de 30 ml on addittionne 4 ml d'acide sulfurique concentré et la coction se fait sur une flamme basse, avec 0, 15 gr d'un mélange de sulfate de cuivre et de sulfate de potassium (à parts égales), comme catalysateur. La coction continue jusqu'à obtention d'un liquide limpide légèrement blenâtre auquel on ajoute deux gouttes d'eau oxygénée à 3% et on laisse encore bouillir le tout pendant une heure. Après refroidissement, on verse la substance dans un flacon à distillation de Kjeldahl en rinçant à l'eau distillée de façon à faire un total de 10 à 15 ml. Une fois que ce nouveau recipient est en place et que le générateur de vapeur bout vigoureusement, on ajoute encore 10 ml d'hydroxyde de sodium. Le distillat est recueilli pendant 15 minutes en tenant l'orifice de l'allonge au-dessous de la surface du liquide dans le récipient; Ce dernier contient 10 ml de HCl à 0, 5N. L'acide est titré au NaOH 0, 5N avec du rouge de méthyle comme indicateur. Lorsque de très petites quantités d'ammoniac sont présentes les concentrations d'acide et de base sont réduites à 0, 1N.

Phosphore

Le phosphore est déterminé selon la méthode modifiée de Turog et Meyer (1929). 25 mg de cendres sèches sont fondus avec 0, 5 gr de carbonate de sodium anhydre solide dans un creuset en platine. Après durcissement, on retire la galette du creuset pour la placer dans un vase évaporatoire. Le creuset est rincé avec quelques gouttes de HCl concentré qu'on rajoute dans le vase. On couvre le vase, on ajoute sous le couvercle 3 ml de HCl concentré et on laisse la galette se désintégrer complètement. Puis on passe le contenu sur la vapeur jusqu'à dessiccation et on reprend le résidu avec 2 ml de HCl concentré. On continue à chauffer avec 10 à 20 ml d'eau pendant 10 minutes à peu près, au bout desquelles toute la matière soluble est dissoute. On élimine la silice par filtrage et lavage avec du HCl à 1% et on fait bouillir le filtrat. On rejette le résidu. Le fer, l'aluminium et le phosphore se précipitent par une addition, goutte à goutte, d'ammoniac concentré et on lave le filtre avec de l'ammonium chaud à 1%. On rejette le filtrat. Le précipité est dissous du filtre avec 2 ml d'acide sulfurique 10N et par lavage avec environ 20 ml d'eau. Le fer, l'alumi-

nium et les autres métaux sont éliminés en faisant passer la solution par un échangeur d'ions où on utilise du Dowex 50, un échangeur de cations (100 à 200 mailles). On laisse passer cent millilitres par cette colonne en 2 à 3 houres à peu près.

La première portion du liquide retiré de la colonne sert de première eau de lavage après addition de 2 ml d'acide sulfurique 10N. Le lavage ultérieur est fait avec de l'eau jusqu'à ce que 90 à 95 ml sont recueillis dans un flacon volumétrique.

Avec du molybdate d'ammonium et chlorure d'étain comme réactifs on fait pendant 10 minutes dégager la couleur qu'on mesure avec un électro-photomètre à 650 mu.

Carbone et hydrogène

Le carbone et l'hydrogène sont déterminés selon la méthode micrométrique de Pregl comme décrit par Steyermark (1951). Pour cette analyse on emploie une quantité de 5 à 7 mg.

Bitumes

Un extrait de sédiment est fait dans un extracteur Soxhlet avec environ 100 ml d'un mélange 1:1 de benzène et d'éthanol absolu. Après extraction, le mélange benzène-alcool est distillé jusqu'à ce qu'il n'en reste plus que quelques millilitres. Le rest est écoulé dans un creuset en silice pesé, et séché. La matière sèche est pesée, puis incinérée à 700 - 720° C et pesée de nouveau.

Pectines

(avec les hydrates de carbone et les autres substances solubles dans l'eau). Le résidu sec de l'extraction au benzène-acool est séché à 105° C dans le cartouche, après quoi une petite quantité en est bouillie dans l'eau distillée pendant trois heures avec un condenseur de reflux. Puis le liquide est filtré par aspiration à travers un filtre en verre moyennement fritté. Une petite quantité de l'extrait est évaporée et séchée. Après pesage, la matière est incinérée à 700 - 720° C et pesée de nouveau.

Phosphore de la fraction pectine

Le phosphore est déterminé sur la cendre qui reste du résidu ainsi que cela a été décrit au paragraph sur le phosphore.

Azote de la fraction pectine

Le résidu de l'extrait à l'eau chaude évaporé est traité comme l'azote.

Hémicelluloses

(avec les substances minérales et à protéine). Le résidu sec de

l'extrait à l'eau chaude subit pendant 3 heures une extraction au HCl à 2% chaud avec un condenseur de reflux. Pour le reste, la détermination est effectuée comme décrit pour l'extrait à l'eau chaude.

Cellulose

(avec le reste des substances à protéine et de petites quantités de lignine). Le résidu de l'extraction au HCl est traité avec 20 ml d'acide sulfurique à 72% à la température ambiante pendant deux heures et demie. Puis le mélange est dilué avec 300 ml d'eau et bouilli pendant 5 heures avec un condenseur pour le reflux. Filtrations comme ci-dessus.

Acides humiques

Du sédiment sec (1 à 1, 5 gr) est traité pendant 4 à 6 heures avec 100 ml de HCl à 2% dans un mélangeur automatique. Ensuite le mélange est centrifugé et filtré dans un creuset en porcelaine frittée. Le filtrat est mélangé au résidu dans le tube centrifuge, puis centrifugé et filtré de nouveau. Cette opération doit être répété plusieurs fois. Le résidu est mélangé pendant 1 à 2 heures avec du NaOH à 0, 5% dans un mélangeur automatique. Le mélange est alors filtré comme ci-dessus et le filtrat est acidifié avec du HCl à 2%. Le précipité qui se forme alors est filtré, après quoi on l'additionne de 80 à 100 ml de NaOH à 0, 5%. Ensuite la matière est encore une fois mélangée et filtrée comme ci-dessus. On répète cette opération jusqu'à ce qu'il ne se forme plus de précipité lorsque le mélange est acidifié avec du HCl. En général, il faut répéter cinq fois l'opération. Le précipité formé au bout de chaque opération est écoulé dans un vase évaporatoire et l'eau est évaporée sur un bain de vapeur jusqu'à ce que le précipité soit tout juste sec. On le recueille alors en quantité mesurée dans un flacon ovale d'acétylation; on l'addtionne de 10 à 15 ml de bromure d'acétyle et le flacon est placé dans un bain d'eau à 40-45° C. Un condenseur à reflux avec refroidissement à air est fixé au flacon. La matière est ensuite filtrée dans un filtre en porcelaine et lavée au bromure d'acétyle et à l'acide acétique concentré. Suit un nouveau lavage avec 10 ml d'éther. Enfin un dernier lavage est fait avec 300 à 400 ml d'eau chaude et on recueille le filtrat. L'eau de lavage doit être exempte de chlorure (essai au nitrate d'argent). Après séchage à 105° C et pesage, on détermine la teneur en cendre et on calcule le pourcentage d'acide huminique. Il y a toutefois lieu de tenir compte, en faisant cela, d'un coefficient de correction, attendu que le bromure d'acétyle absorbe environ 7% de l'acide humique.

Substances huminées

On mélange 0. 15 à 0, 25 gr de sédiment avec du HCl à 2%, tout

comme cela est décrit pour l'acide humique. Après filtrage, on ajoute du bromure d'acétyle au résidu dans un flacon d'acétylation. Le résidu n'est pas traité au NaOH ainsi que cela est fait pour la détermination de l'acide humique. Pour le rest, le procédé à suivre est le même que pour l'acide humique.

Amino-acides

La méthode suivie est, avec des modifications, celle proposée par Moore et Stein (1948). L'échantillon (de 3 à 6 gr) est hydrolysé avec 12 ml d'acide sulfurique à 72% sur un bain de vapeur pendant 48 houres. L'hydrolysat est additionné d'eau jusqu'à remplir un flacon de 100 ml, puis filtré. On fait bouillir cinquante millilitres de filtrat et on complète la précipitation par l'addition d'une solution à 10% de chlorure de baryum. La solution est éprouvée avec de l'acide sulfurique à 10%. Après achèvement de la précipitation, la solution est acidifiée légèrement, puis filtrée. Après un bon lavage à grande eau, le filtrat est évaporé jusqu'à dessiccation. Les sels de fer sont alors éliminés du résidu par dissolution avec du HCl 4M. Cette opération est suivie d'un filtrage dans un flacon de 50 ml, volume complété avec de l'eau; 25 ml de la solution sont soumis à l'électrodialyse dans l'appareil décrit par Consden, Gordon et Martin, 1947. La chambre de dialyse est toutefois prise de dimensions égales à celles du réservoir. On fait passer un courant de 110 volts D+C+, avec une résistance de 100 ohms dans le circuit. La dialyse est terminée lorsque l'ampèremètre dans le circuit indique 0 ou s'arrête à une faible valeur constante.

L'échantillon de l'appareil à électrodialyse est lavé à l'eau, évaporé jusqu'à un volume inférieur à 25 ml et filtré dans un flacon volumétrique de 25 ml. Le résidu est lavé à fond. Sur deux feuilles de papier chromatographique WHatman No. 1 (30x30 cm), on appose, dans le coin droit inférieur, une tache, sur l'un avec 100 lambda et sur l'autre avec 50 lambda de l'échantillon. On place ensuite les feuilles dans un mélange de n-butanol, d'acide formique à 88% et d'eau (75:15:10) pendant seize heures dans un réservoir fermé. Puis on leur imprime un quart de tour (90°) et on les place pendant 18 heures dans une solution de phénol à 89% (en volume). Après séchage, le papier portant l'échantillon de 100 lambda est arrosé de 0,2% ninhydrine dans du n-butanol saturé d'eau. Ce papier sert de feuille de comparaison sur laquelle les amino-acides présents en petite quantités se détachent nettement. Le second papier est arrosé de 0,02% de ninhydrine dans du n-butanol saturé d'eau. Lorsque la couleur s'est complètement dégagée, ce papier est arrosé de 1% d'hydroxyde de potassium dans du méthanol. L'on découpe les coins de papier qui portent les taches et chaque "tache" est placée dans un tube d'essai séparé. Les tubes avec leur contenu sont alors séchés pendant au moins 30 minutes dans un dessicateur à vide, contenant de l'acide sulfurique concentré. On applique le même procédé à un fragment de papier non taché. Après avoir été retiré du dessicateur, 2 ml de ninhydri-

ne réactive sont introduites dans chaque tube qu'on obture ensuite intégralement pour le placer pendant 20 minutes dans de l'eau bouillante. A la sortie de ce bain, on ajoute dans chaque tube 5 millilitres d'un mélange à 1:1 de n-propanol et d'eau. Lecture de la couleur est faite dans les 30 minutes à 570 mu. Puis on lit la concentration de chaque amino-acide à l'aide de graphiques de lectures faites sur des solutions standard d'amino-acides.

Chapitre X

BIBLIOGRAPHIE

Aleem, A.A. et E. Manguin. 1951. Dépôt d'une diatomite récente dans la province de Fayoum (Egypte). Comptes Rendus Acad. Sci. Paris, 233:1647-1649.

Allen, L.A., J. Grindley et Eileen Brooks. 1953. Some chemical and bacterial characteristics of bottom deposits from lakes and estuaries. Jour. Hygiene, 51:185-194.

Allgeier, R.J., B.C. Hafford et C. Juday. 1941. Oxidation-reduction potentials and pH of lake water and lake sediments. Trans. Wisconsin Acad. Sci., Arts and Lett., 33:115-133.

Allgeier, R.J., W.H. Peterson, C. Juday et E.A. Birge. 1932. The anaerobic fermentation of lake deposits. Internat. Revue d. ges. Hydrobiol. u. Hydrogr., 26:444-461.

Allgeier, R.J., W.H. Peterson et C. Juday. 1934. Availability of carbon in certain aquatic materials under aerobic conditions of fermentation. Internat. Revue d. ges. Hydrobiol. u. Hydrogr., 30:371-378.

Alsterberg, G. 1922. Die respiratorischen Mechanismen der Tubificiden. K. Fysiogr. Sälsk. Handl. N.F., 33(1):1-175.

Alsterberg, G. 1924. Die Nahrungszirkulation einiger Binnenseetypen. Arch. f. Hydrobiol., 15:291-338.

Alsterberg, G. 1927. Die Sauerstcff schichtung der Seen. Bot. Notiser, 25:255-274.

Alsterberg, G. 1930. Die thermischen und chemischen Ausgleiche in den Seen zwischen Boden und Wasserkontakt, sowie ihre biologische Bedeutung. Internat. Revue d. ges. Hydrobiol. u. Hydrogr., 24:290-327.

Anderson, D.Q. 1939. Distribution of organic matter in marine sediments and its availability to further decomposition. Jour. Marine Res., 2:223-235.

Anderson, E.R. et D.W. Pritchard. 1951. Physical limnology of

lake Mead. U. S. Navy Electronics Lab., San Diego, Cal. Rept. 258. 153 pp.

Andrée, K. 1911. Die Diagenese der Sedimente, ihre Beziehungen zur Sedimentbildung und Sedimentpetrographie. Geologische Rundschau, 2:61-74; 117-130.

Andrée, K. 1917. Über Sedimentbildung am Meeresboden. 1. Fortsetzung. Geologische Rundschau, 7:123-170.

Andrée, K. 1917. Über Sedimentbildung am Meeresboden. 2. Fortsetzung. Geologische Rundschau, 8:36-79.

Angelier, E. 1934. Le peuplement des sables submergés de l'eau douce. Annales de Biologie, 29(11/12):467-486.

Anschütz, Irmgaard et F. Gessner. 1954. Der Ionenaustausch bei Torfmoosen (Sphagnum). Flora, 141:178-236.

Armstrong, F. A. J. et H. W. Harvey. 1950. The cycle of phosphorus in the waters of the English Channel. Jour. Marine Biol. Ass. U. K., 29:145-162.

Arrhenius, G. 1950. Carbon and nitrogen in subaquatic sediments. Geochimica et Cosmochimica Acta, 1(1):15-21.

Aschan, O. 1906. Humusämnena i de nordiska inlandsvattnen och deras betydelse, särskildt för sjömalmernas daning. Finska Vetenskapssocietetens Ofversikt, 1-176.

Aschan, O. 1907. Die Bedeutung der wasserlöslichen Humusstoffe (Humussole) für die Bildung der See- und Sumpferze. Ztschr. f. praktische Geologie, 15:56-62.

Aschan, O. 1932. Om vattenhumus och dess medverkan vid sjömolmsbildningen. Ark. f. Kemi, Mineral. och Geol., 10 (A)(15):1-143.

Baudisch, O et H. von Euler. 1935. Über den Gehalt einiger Moorarten an Carotinoiden. Ark. f. Kemi, Mineral. och Geol., 11A, 21(1):1-10.

Baier, C. R. 1938. Die Bedeutung der Bakterien für den Kalktransport in den Gewässern. Geol. d. Meereu. Binnengewässer, 1:75-105.

Bauer, H. et H. Vogel. 1892. Mitteilungen über die Untersuchung von Wassern und Grundproben aus dem Bodensee. Jahreshefte Verein f. Vaterländische Naturkunde in Württemberg, 48:13-21.

Bavendamm, W. 1932. Die mikrobiologische Kalkfällung in der tropischen See. Arch. f. Mikrobiol., 3(2):205-276.

Benade, W. 1943a. Das Verhalten von Torf zu Wasser. I. Die verschiedenen Formen der Wasserbindung im Moor und im Torf. Der Balneologe, 10(2):46-51.

Benade, W. 1943b. Das Verhalten von Torf zu Wasser. II. Untersuchungen über die Wasserkapazität. Der Balneologe, 10(6):137-151.

Benade, W. 1954. Mikrobiologie der Moore. Länderverlag Ges. Linz a/D. 128 pp.

Benecke, W. 1905. Über Bacillus chitinovorus. Bot. Ztg., 63: 227.

Benecke, W. 1931. Bakterien (Physiologie). In: Handwörterbuch der Naturwissenschaften. 2 ed., I:681-716.

Bennett, Emmett. 1949. Fixation of ammonia by lignin. Soil Sci., 68:399-401.

Benton, Anne G. 1935. Chitinovorous bacteria. Jour. of Bacteriol., 29:449-463.

Bernard, F. 1953. Rôle des flagellés calcaires dans la fertilité et la sédimentation en mer profonde. Deep-sea Res., London, 1:34-46.

Birge, E.A. et C. Juday. 1911. The inland lakes of Wisconsin. I. The dissolved gases and their biological significance. Wisconsin Geol. and Natural Hist. Survey, 22. 259pp.

Birge, E.A. et C. Juday. 1922. The inland lakes of Wisconsin. The plankton. I. Its quantity and chemical composition. Wisconsin Geol. and Natural Hist. Survey Bull., 64 (Scientific Ser. 13) ix-222 pp.

Birge, E.A. et C. Juday. 1926. Organic content of lake water. Bull. U.S. Bureau of Fisheries, 42:185-205.

Birge, E.A. et C. Juday. 1934. Particulate and dissolved organic matter in inland lakes. Ecol. Monogr., 4(4):440-474.

Black, C.S. 1929. Chemical analyses of lake deposits. Trans. Wisconsin Acad. Sci., Arts and Lett., 24:127-133.

Black, H.D. 1954. The bottom deposits of Loch Lomond. Proc. Roy. Soc. Edinburg Sect. B, 65(2):213-238.

Borutzky, E.W. 1935. Die vertikale Verteilung des Benthos in den Seeablagerungen. Arb. d. limnol. Sta. zu Kossino, 20:148.

Bourcart, F.E. 1906. Les lacs alpins suisses, étude chimique et physique. Georg & Co., Genève. 130 pp.

Bourcart, J. et C. Francis-Boeuf. 1942. Sédiments et sédimentation. I. La vase. Actualités Scientifiques et Industrielles 927. Paris, Hermann & Cie. 67 pp.

Brajnikov, B., C. Francis-Boeuf et V. Romanovsky. 1943. Sédiments et Sédimentation. II. Techniques d'étude des sédiments. Actualités Scientifiques et Industrielles 952. Hermann & Cie. 110 pp.

Boysen-Jensen, P. 1914. Studies concerning the organic matter of the sea bottom. Rept. Danish Biol. Sta., 22:1-39.

Brandt, K. 1898. Beiträge zur Kenntnis der chemischen Zusammensetzung des Planktons. Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen, N.F., Kiel, 3:43.

Brandt, K. 1899. Über den Stoffwechsel im Meere. Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen, N.F., Kiel, 4:213-230.

Brandt, K. 1902. Über den Stoffwechsel im Meere. Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen, N.F., Kiel, 6:23-79.

Brandt, K. et E. Raben. 1920. Zur Kenntnis der chemischen Zusammensetzung des Planktons. Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen, N.F., Kiel, 19.

Breest, F. 1924. Über die Beziehungen zwischen Teichwasser, Teichschlamm und Teichuntergrund. Arch. f. Hydrobiol., 15:422-454.

Brehm, V. 1930. Einführung in die Limnologie. Berlin. 261 pp.

Brönstedt, J.N. et C. Wesenberg-Lund. 1911. Chemisch-physikalische Untersuchungen der dänischen Gewässer nebst Bemerkungen über ihre Bedeutung für unsere Auffassung der Temporalvariationen. Internat. Revued. ges. Hydrobiol. u. Hydrogr., 4:251-290.

Brönstedt, J.N. et C. Wesenberg-Lund. 1912. Chemisch-physikalische Untersuchungen der dänischen Gewässer nebst Bemerkungen über ihre Bedeutung für unsere Auffassung der Temporalvariationen. Internat. Revue d. ges. Hydrobiol. u. Hydrogr., 4:437-492.

Brouardel, J. et L. Fage. 1953. Variation, en mer, de la teneur

en oxygène dissous au proche voisinage des sédiments. Comptes Rendus Acad. Sci. Paris, 237:1605-1607.

Brujevicz, S.W. 1937. Oxidation-reduction potentials and pH of sea bottom deposits. Verhandl. d. Internat. Verein. f. theor. u. angew. Limnol., 8:35-49.

Brujevicz, S.W. 1938. Oxidation-reduction potential and the pH of sediments of Barents and Kara Seas. Comptes Rendus Acad. Sci. URSS, 19:637-640.

Brujevicz, S.W. 1945. Water content in bottom deposits of the Caspian Sea. Acad. Sci. URSS, Comptes Rendus (Dokl.), 47(4):286-289.

Brundin, L. 1951. The relations of O_2-microstratification at the mudsurface to the ecology of the profundal bottom fauna. Institute of freshwater Res., Drottningholm, 32: 32-42.

Burrows, W. et T.C. Cordon. 1936. The influence of the decomposition of organic matter on the oxidation-reduction potential of soils. Soil Sci., 42:1-10.

Buswell, A.M. et C.S. Boruff. 1930. Decomposition of cellulose material by bacteria. Cellulose:162-165.

Bütschli, O. 1908. Untersuchungen über organische Kalkgebilde nebst Bemerkungen über organische Kieselgebilde insbesondere über das spezifische Gewicht in Beziehung zu der Struktur, die chemische Zusammensetzung und Anderes. Abhandl. d. königl. Gesellschaft d. Wissenschaften zu Göttingen. Math.-Physik. Klasse, N.F., 6(3):1-177.

Butterfield, C.T., W.C. Purdy et E.J. Theriault. 1931. The influences of the plankton on the biochemical oxidation of organic matter. U.S. Public Health Service, Public Health Repts., 46:393-426.

Chapman, L.J. et D.F. Putnam. 1937. The soils of south-central Ontario. Scientific Agriculture, 18(4):161-197.

Carpenter, P.L. 1939. The bacterial counts in the muds of Crystal lake, an oligotrophic lake in Northern Wisconsin. Jour. Sediment. Petrol., 9(1):3-7.

Caspari, W.A. 1910. The deposits of the Scottish fresh-water lochs. Bathymetrical Survey of the Scottish fresh-water lochs. Report on the Scientific Results, Edinburgh, 1:261-274.

Cholodny, N. 1929. Zur Kenntnis der Eisenbakterien aus der Gattung Gallionella. Planta, Archiv f. wiss. Botanik, 8: 252-268.

Coffin, C. C., F. R. Hayes, L. H. Jodrey et S. G. Whiteway, 1949. Exchange of materials in a lake as studied by the addition of radioactive phosphorus. Canad. J. Research, D, 27:207-222.

Collet, L. W. 1925. Les lacs, leur mode de formation, leurs eaux, leur destin. Gaston Doin, Paris. 320 pp.

Conger, P. S. 1939a. The contribution of diatoms to the sediments of Crystal Lake, Vilas County, Wisconsin. Amer. Jour. Sci., 237:324-340.

Conger, P. S. 1939b. Origin and utilisation of diatomaceous peat deposits. The Scientific Monthly, 49:509-523.

Cooper, B. A., E. G. D. Murray et H. Kleerekoper. 1953. The bottom sediments of lake Lauzon, Montcalm County, P. Q. II. Bacteriological investigations. Revue Canadienne de Biologie, 12(4):451-494.

Cooper, L. H. N. 1934. The determination of phosphorus and nitrogen in plankton. Jour. Marine Biol. Ass., 19:755-759.

Cooper, L. H. N. 1935. The rate of liberation of phosphate in sea water by the breakdown of plankton organisms. Jour. Marine Biol. Ass. U. K., 20:197-200.

Cooper, L. H. N. 1937. On the ratio of nitrogen to phosphorus in the sea. Jour. Marine Biol. Ass. U. K., 22:177-182.

Cooper, L. H. N. 1951. Chemical properties of sea water in the neighbourhood of the Labadie Bank. Jour. Marine Biol. Ass., 30(1):21-26.

Correns, C. W. 1939. Pelagic sediments of the North Atlantic Ocean. In: Recent Marine Sediments, A symposium. P. D. Trask, edit. Amer. Ass. of Petrol. Geol., Tulsa, and Thomas Murby & Co., London:373-395.

Correns, C. W. 1951. Zur Geochemie der Diagenese. I. Das Verhalten von $CaCO_3$ und SiO_2. Geochimica et Cosmochimica Acta, 1(1):49-54.

Cox, B. B. 1946. Transformation of organic material into petroleum under geological conditions (the Geological fence). Bull. Amer. Ass. Petrol. Geologists, 30:645-659.

Damas, H. 1956. Etude limnologique de quelques lacs ruandais. IV. Les sédiments et leur faune. Acad. Roy. Sci. Coloniales. Classe des Sci. Naturelles et Médicales, N. S., 3(4):1-46.

Dapples, E. C. 1942. The effect of macro-organisms upon near-shore marine sediments. Jour. Sed. Petrol., 12:118-126.

De Buen, R. 1912. Etude sur la chute des sédiments dans l'eau. Bull. Institut Monaco, 15.

Debyser, J. 1952a. Observations sur le milieu anaérobie de la lagune Ebrié (Côte-d'Ivoire). Comptes Rendus Acad. Sci. Paris, 235:1238-1240.

Debyser, J. 1952b. Variations du pH dans l'épaisseur d'une vase fluvio-marine. Comptes Rendus Acad. Sci. Paris, 234:741-743.

Debyser, J. 1952c. Le pH de la pellicule superficielle d'une vase fluviomarine. Comptes Rendus Acad. Sci. Paris, 234(8):864-866.

Decksbach, N. K. 1924. Der Flussbrand der sibirischen Flüsse (Bassin der Ob). Arch. f. Hydrobiol., 14:741-743.

Decksback, N. K. 1925. Dno Kossinskich ozer, kak creda i ego obitateli (Der Boden der Seen zu Kossino und seine Bewohner). Trudi Kossinskoi biologicheskoi Stantsii (Arbeiten d. biol. Station zu Kossino, 3:3-42.

Decksbach, N. K. 1936. Bestände und Bodenablagerungen der Petrowski-Seen im Torfmassive Orscha, Gebiet Kalinin. Archiv f. Hydrobiol., 30:115-121.

Decksbach, N. K. 1945. Allo- and autochthonic remains of subfossil deposits of continental basins viewed under the aspect of the history of these basins. Comptes Rendus (Doklady) de l'Académie des Sciences de l'URSS, 47 (8):583-586.

Deevey, E. S. 1940. Limnological studies in Connecticut. V. A contribution to regional limnology. Amer. Jour. Sci., 238:717-741.

Deevey, E. S. 1942. Studies of Connecticut lake sediments. The biostratonomy of Linsley Pond. I. Amer. Jour. Sci, 240:233-264.

Deevey, E.S. 1954. The deep waters of lakes. Science, 120(3122): 689.

Dehérain, P.P. 1902. Traité de chimie agricole. 2nd edit. Paris

Delebecque, A. 1898. Les lacs français. Chamerot et Renouard, Paris. 436 pp.

Drewes, K. 1928. Über die Assimilation des Luftstickstoffs durch Blaualgen. Zentrbl. Bakteriol., 76:88-101.

Düggeli, M. 1936. Die Bakterienflora im Schlamm des Rotsees. Revue d'Hydrologie, 7:205-354.

Einsele, W. 1936. Über die Beziehungen des Eisenkreislaufs zum Phosphatkreislauf im eutrophen See. Arch. f. Hydrobiol., 29:664-686.

Einsele, W. 1941. Die Umsetzung von zugeführtem, anorganischen Phosphat im eutrophen See und ihre Rückwirkungen auf seinen Gesamthaushalt. Zeitschr. Fischerei u. d. Hilfswissenschaften, 39:407-488.

Emery, K.O. et S.C. Rittenberg. 1952. Early diagenesis of California Basin sediments in relation to the origin of oil. Bull. Amer. Ass. Petrol. Geol., 36:735-806.

Emszt, K. 1911. Die chemische Zusammensetzung des Schlammes und des Untergrundes vom Balaton-Seeboden. Resultate d. wiss. Erforschung d. Balatonsees. I. 1. Teil. Chem. Anhang. Wien.

Evans, O.F. 1938. Transportation of sediments on freshwater surfaces by flotation. Jour. Sed. Petrol., 8:33-35.

Falke, H. 1939. Über rezente Sedimentbildung in der Bucht von Concepción (Mittelchile). Ein Beitrag zur Entstehung bituminöser Sedimente. Petroleum, 35(34):640-644;35 (35):658-665.

Fehlmann, W. et L. Minder. 1921. Beitrag zum Problem der Sedimentbildung und Besiedelung im Zürichsee. Festschrift zur Feier des 60. Geburtstages von F. Zschokke, 11:1-23. Basel.

Findenegg, J. 1936. Die Bedeutung des Klimas für die Entstehung biologischer Seetypen. Bioklim. Beibl., 2:57-63.

Fleming, R.H. 1940. The composition of plankton and units for reporting populations and production. Proc. Sixth Pacific Sci. Cong. California (1939), 3:535-540.

Fox, D.L., D.M. Updegraff et G.D. Novelli. 1944. Carotenoid pigments in the ocean floor. Arch. Biochem., 5(1):1-23.

Francis-Boeuf, C. 1947a. Production et consommation d'oxygène par la pellicule superficielle des vases fluvio-marines. Comptes Rendus Acad. Sci. Paris, 225(8):820-822.

Francis-Boeuf, C. 1947b. La sédimentation dans les estuaries. Dans: La géologie des terrains récents dans l'ouest de l'Europe. Session Extraordinaire des Sociétés Belges de Géologie, :174-185.

Francis-Boeuf, C. 1947c. Sur la teneur en oxygène dissous du milieu intérieur des vases fluvio-marines. Comptes Rendus Acad. Sci. Paris, 225(8):392-394.

Fred, E.B., F.C. Wilson et A. Davenport. 1924. The distribution and significance of bacteria in lake Mendota. Ecology, 5:322-339.

Früh, J. 1900. Bericht über die mikroskopische Untersuchung von Schlammproben aus dem Vierwaldstättersee, gesammelt von der Geschiebe-Kommission der schweizerischen naturforschenden Gesellschaft. Vierteljahrschrift der Naturforschenden Gesellchaft in Zürich, 45:169-172.

Fuchs, W. et O. Horn. 1930. Über die Salze und die Ester der Huminsäuren. Brennstoffchemie, 11:372-375.

Galliher, E.W. 1933. The sulfur cycle in sediments. Jour. Sed. Petrol., 3:51-63.

Gams, H. 1921. Übersicht der organogenen Sedimente nach biologischen Gesichtspunkten. Naturwissenschaftliche Wochenschrift, 40:569-576.

Gams, H. 1924. Zur Entwicklungsgeschichte der Seetypen des Alpengebiets. Verhandl. Internat. Verein. f. theor. u. angw. Limnol., 2:124-129.

Gams, H. 1928. Die Fortschritte der Seenstratigraphie. Zeitschr. d. deutschen Geol. Gesellschaft, 80(B. Monatsberichte): 94-102.

Gams, H. 1930. Zur Schlammnomenklatur. Arch. f. Hydrobiol., 21:493-496.

Gessner, F. 1934. Nitrat und Phosphat im dystrophen See. Arch. f. Hydrobiol., 27:131-161.

Gessner, F. 1939. Die Phosphatarmut der Gewässer und ihre Beziehung zum Kalkgehalt. Internat. Revue d. ges. Hydrobiol. u. Hydrogr., 38:202-211.

Götzinger, G. 1911. Die Sedimentierung der Lunzer Seen. Verh. d. Kaiserlich-Königlichen Geol. Reichsanstalt, 8:173-208.

Grim, J. 1951. Zur Klärung einiger produktionsbiologischen Begriffe in der Seenkunde. Arch. f. Hydrobiol., 44:1-14.

Groll, M. 1904. Der Oschinensee. Berner geogr. Gesellschaft, 19: 1-78.

Groschopf, P. 1936. Die postglaziale Entwicklung des Grossen Plöner Sees in Ostholstein auf Grund pollenanlytische Sedimentuntersuchungen. Arch. f. Hydrobiol., 30:1-84.

Grospietsch, T. 1953. Rhizopodenanalytische Untersuchungen an Mooren Ostholsteins. Arch. f. Hydrobiol., 47:321-452.

Grote, A. 1934. Der Sauerstoffhaushalt der Seen. Die Binnengewässer, 14:1-217.

Hansen, K. 1950. The geology and bottom deposits of Tystrup Sø, Zeland. Danmarks Geologiska Undersøgelse. II. Raekke, 75:1-52.

Hardman, Yvette et A. T. Henrici. 1938. Studies of freshwater bacteria. V. The distribution of Siderocapsa in some lakes. Jour. of Bacteriol., 36:654.

Harper, H. J. et H. A. Daniel. 1934. Chemical composition of certain aquatic plants. Botanical Gazette, 96:186-189.

Harvey, H. W. 1955. The chemistry and fertility of sea water. Cambridge University Press. 224 pp.

Hasler, A. D. 1947. Eutrophication of lakes by domestic drainage. Ecology, 28(4):383-395.

Hayes, F. R. 1949. 1. Lake fertilization experiment. 2. Deposition of radio-active phosphorus in Bluff lake. 3. Deposition of radioactive phosphorus in the depths of a small lake. Report of the Consultant on Inland Fisheries:35-44. Annual Rept., Dept. Trade, Industry.

Hayes, F. R., J. A. McCarter, M. L. Cameron et D. A. Livingstone. 1952. On the kinetics of phosphorus exchange in lakes. Jour. of Ecology, 40:202-216.

Hecht, F. 1932. Der chemische Einfluss organischer Zersetzungs-

stoffe auf das Benthos, dargelegt an Untersuchungen mit marinen Polychaeten, insbesondere Arenicola marina L. Senckenbergiana, 14:199-220.

Hecht, F. 1933. Der Verbleib der organischen Substanz der Tiere bei meerischer Einbettung. Senckenbergiana, 15: 163-249.

Heim, F. 1900. Der Schlammabsatz am Grunde des Vierwaldstättersees. Vierteljahrsschrift der naturforschenden Gesellschaft in Zürich, 45(10):164-182.

Henglein, F.A. 1955. Pektine. In:Modern methods of plant analysis. K. Paech and M.V. Tracey, editors. Vol. II: 227-263.

Henrici, A.T. et Elizabeth McCoy. 1938. The distribution of heterotrophic bacteria in the bottom deposits of some lakes. Trans. Wisconsin Acad. Sci. Arts and Lett., 31:323-361.

Hock, C.W. 1940. Decomposition of chitin by marine bacteria. Biol. Bull., 29(1):199-206.

Hock, C.W. 1941. Marine chitin -decomposing bacteria. Sears Found. Marine Res., 4(2):99-106.

Hooper, F.F. et A.M. Elliott. 1953. Release of inorganic phosphorus from extracts of lake mud by protozoa. Trans. Amer. Microscopic Soc., 72:276-281.

Hough, J.L. 1935. The bottom deposits of lake Michigan. Jour. Sed. Petrol., 5:57-80.

Hülsen, K. 1902. Untersuchungen der Grundproben der Seen "Pestschino", "Maloje Lipno" und "Dolgoje" im Lugaschen Kreise des St. Petersburger Gouvernements. Russian Society of Fishculture and Fisheries, 17(14):229-236.

Hülsen, K. 1911a. Untersuchungen des Grundes der Teiche der Fischzuchtanstalt Nikolsk im Nowgorodschen Gouvernement. Zeitschr. aus der Fischzuchtanstalt Nikolsk, 13:1-72.

Hülsen, K. 1911b. Untersuchungen der Grundproben des Bologoje-Sees im Waldaischen Kreise des Nowgorodschen Gouvernements. Berichte d. biol. Süsswasserstation d. kaiserl. naturforschenden Gesellschaft zu St. Petersburg, 1:34.

Hülsen, K. 1922. Über mikrobiologische Untersuchung von Grundproben des Glubokoje, ausgeführt von Dr. Wesenberg-Lund. Russische Hydrobiol. Ztschr., 1(1)(1921):13-15.

Hülsen, K. 1925. Untersuchungen der Grundproben des Sees Glubokoje. Arbeiten d. hydrobiol. Station am See Glubokoje, 6(2, 3):3-19.

Hummel, K. 1923. Über Sedimentbildung im Bodensee. Geol. Archiv, 2:35-45.

Hutchinson, G. E. 1938. On the relation between the oxygen deficit and the productivity and typology of lakes. Internat. Revue d. ges. Hydrobiol. u. Hydrogr., 36:336-355.

Hutchinson, G. E. 1941. Limnological studies in Connecticut. IV. Mechanism of intermediary metabolism in stratified lakes. Ecol. Monogr., 11:21-60.

Hutchinson, G. E. 1950. Limnological studies in Connecticut. IX. A quantitative radiochemical study of the phosphorus cycle in Linsley Pond. Ecology, 31:194-203.

Hutchinson, G. E. et V. T. Bowen. 1947. A direct demonstration of the phosphorus cycle in a small lake. Proc. Nat. Acad. Sci., Philadelphia, 33:148-153.

Hutchinson, G. E., E. S. Deevey et Anne Wollack. 1939. The oxidation-reduction potentials of lake water and their ecological significance. Proc. Nat. Acad. Sci., 25:87-90.

Hutchinson, G. E. et Anne Wollack. 1940. Studies on Connecticut lake sediments. II. Chemical analyses of a core from Lindsley Pond, North Branford. Amer. Jour. Sci., 238:493-517.

Hutchinson, G. E., Anne Wollack et Jane K. Setlow. 1943. The chemistry of lake sediments from Indian Tibet. Amer. Jour. Sci., 241(9):534-542.

Hvid-Hansen, N. 1951a. Sulphate-reducing and hydrocarbon-producing bacteria in ground water. Acta Path. Microbiol. Scand., 29:314-334.

Hvid-Hansen, N. 1951b. Anaerobic Actinomyces (Actinomyces israeli) in ground water. Acta Pathol. et Microbiol. Scand., 29:335-338.

Issatschenko, B. 1927. Etudes microbiologiques des lacs de boue. Mémoires du Comité Géologique (Leningrad), N. S., 148: 1-154.

Jenkin, B.M., C.H. Mortimer et W. Pennington. 1941. The study of lake deposits. Nature, 147:496-500.

Jensen, H.L. 1930. The genus Micromonospora orskov a little known group of soil microorganisms. Proc. Linnean Soc. N.S. Wales, 55:231.

Jensen, H.L. 1931. The microbiology of farm yard manure decomposition in soil. II. Decomposition of cellulose. Jour. Agr. Sci., 21:81.

Jentzsch, A. 1902. Über den Untergrund nordeutscher Binnenseen. Ztschr. d. deut. Geol. Gesellschaft, 54(Verhandlungen):144-148.

Jermyn, M.A. 1955. Cellulose and hemicelluloses. In: Modern methods in plant analysis. Vol. 2. K. Peach and M.V. Tracey, editors. Springer-Verlag, Berlin:196-225.

Jones, O.T. 1944. The compaction of muddy sediments. Quar. Jour. Geol. Soc. London, 100(1, 2):137-156.

Jones, R.L. 1946. History of agriculture in Ontario, 1613-1880. U. of Toronto Press. 420 pp.

Juday, C. 1908. Some aquatic invertebrates that live under anaerobic conditions. Trans. Wisconsin Acad. Sci., Arts and Lett., 16.

Juday, C. 1922. Quantitative studies of the bottom fauna in the deeper waters of lake Mendota. Trans. Wisconsin Acad. Sci., Arts and Lett., 20:461-493.

Juday, C. 1935. Chemical composition of large aquatic plants. Science, 81:273.

Juday, C., E.A. Birge et V.W. Meloche. 1941. Chemical analyses of bottom deposits of Wisconsin lakes. II. Second report. Trans. Wisconsin Acad. Sci., Arts and lett., 33:99-114.

Kaila, A. 1949. Biological absorption of phosphorus. Soil Science, 68:279-289.

Kindle, E.M. 1927. The rôle of thermal stratification in lacustrine sedimentation. Trans. Royal Soc. Canada, 3thd ser., 21:1-35.

Kindle, E.M. 1935. The bottom deposits of lake Ontario. Trans. Royal Soc. Canada, 3thd ser., 19:17-72.

Kinkel, Dorothy E. 1936. A study of chitin-, pectin, - and cellulose-destroying bacteria from lake mud. Ms. M.Sc. Thesis. U. of Wisconsin.

Klähn, H. 1923. Die Petrogenese der Kalktuffe nebst einigen sich daraus ergebenden geologischen Problemen. Geologisches Archiv, 2:298-316.

Klähn, H. 1925. Die Bedeutung geochemischer Vorgänge für die Bildung vadosider Süsswasserkalke. Jahrb. d. preuss. geol. Landesanst. Berlin, 45:724-834.

Kleerekoper, H. 1944. Introdução ao estudo da limnologia. I. Ministério da Agricultura. Rio de Janeiro. 329 pp.

Kleerekoper, H. 1953. The mineralization of plankton. Jour. Fisheries Res. Bd. Canada, 10(5):283-291.

Kleerekoper, H. et F. Grenier. 1952. The bottom sediments of lake Lauzon, Montcalm County, P.Q. I. Chemical and physical observations. Can. Jour. Zool., 30:219-242.

Klust, G. et H. Mann. 1955. Untersuchungen über den Einfluss chemischer Faktoren auf den Zelluloseabbau im Wasser. Archiv f. Fischereiwissenschaft, 6(5, 6):249-275.

Koczy, F.F. 1951. Factors determining the element concentration in sediments. Geochimica et Cosmochimica Acta, 1(2): 73-85.

Kolkwitz, R.R. et R. Kolbe. 1923. Zur Kenntnis der Kalktuffbildung durch Grünalgen. Ber. d. deut. bot. Ges., 41:312-316.

Koppe, F. 1923. Die Schlammflora ostholsteinischer Seen und des Bodensees. Verhandl. d. Internat. Verein. f. theor. u. angew. Limnol., 1:94-98.

Koppe, F. 1924. Die Schlammflora der ostholsteinischen Seen und des Bodensees. Archiv f. Hydrobiol., 14:619-672.

Kraemer, G. et A. Spilker. 1899. Das Wachs der Bacillariaceen und sein Zusammenhang mit dem Erdöl. Ber. d. deut. chem. Ges., 2944.

Krejci-Graf, K. 1936. Entstehung des Erdöls. Kali.

Kreps, E. 1934. Organic catalysts or enzymes in sea water. James Johnstons Memorial Volume, U. Press of Liverpool:193-202.

Krogh, A. et K. Berg. 1931. Über die chemische Zusammensetz-

ung des Phytoplanktons aus dem Frederiksborg-Schlosssee und ihre Bedeutung für die Maxima der Cladoceren. Internat. Revue d. ges. Hydrobiol. u. Hydrogr., 25:204-218.

Krogh, A. et E. Lange. 1932. Quantitative Untersuchungen über Plankton, Kolloide und gelöste organische Substanzen in dem Furesee. Internat. Revue d. ges. Hydrobiol. u. Hydrogr., 26:20-53.

Krumbein, W. C. 1942. Physical and chemical changes in sediments after deposition. Jour. Sed. Petrol., 12:111-117.

Krumbein, W. C. 1950. Littoral processes in lakes. Proc. 1st Conference Coastal Eng.:155-160.

Krumbein, W. C. et R. W. Garrets. 1952. Origin and classification of chemical sediments in terms of pH and oxidation-reduction potentials. Jour. Geol., 60:1-33.

Krumbein, W. C. et L. L. Sloss. 1951. Stratigraphy and sedimentation. Wm. Freeman and Sons, San Francisco. 497 pp.

Kusnetzov, S. I. 1934. Comparative study of the nitrogen, phosphorus and oxygen content of lakes Glubokoje and Bieloie. Trudi Limnol. Sta. Kossino, 17:49-69.

Kusnetzov, S. I. 1935a. Das Oxydoreduktionspotential in den Seen und die Methode seiner kolorimetrischen Bestimmung. Proc. Kossino Limnol. Sta., 20:55-65.

Kusnetzov, S. I. 1935b. Microbiological researches in the study of oxygenous regimen of lakes. Verhandl. d. Internat. Verein. f. theor. u. angew. Limnol., 7:562-582.

Kusnetzov, S. I. 1935c. The influence of the presence of readily hydrolysable nitrogen of mud on the general character of the process of reduction in various lakes. Trudi Limnol. Sta. Kossino, 22:75-104.

Kusnetzov, S. I. et Q. I. Kusnetzova. 1935. Bacteriological and chemical investigations of lake muds in connection with formation of gases from the bottom. Trudi Limnol. Sta. Kossino, 19:127-144.

Kusnetzov, S. I. et Q. I. Kusnetzova. 1939. Bacteriological and chemical investigations of lake muds in connection with formation of gases from the bottom. Trudi Limnol. Sta. Kossino, 22:53-74.

Lantzsch, K. 1921. Stickstoffumsatz in Gewässern. Allgem. Fisch-

ereiztg., 46(20):256-260.

Lantzsch, K. 1924. Der Boden der Wielenbacher Teiche (Kolloidgehalt, Bakterientätigkeit). Archiv f. Hydrobiol., 15(3): 406-411.

Lee, G.W. et L.W. Collet. Notes on the deposits of Loch Ness. Bathymetrical survey of the Scottish Freshwater Lochs. II:423-428.

Lenz, F. 1921. Schlammschichtung in Binnenseen. Die Naturwissenschaften, 18:325-330.

Lenz, F. 1924. Quellkreide im Grossen Plöner See. Verhandl. Internat. Verein. f. theor. u. angew. Limnol., 2:361-377.

Lönnerblad, G. 1930. Über die Sauerstoffabsorption des Bodensubstrates in einigen Seetypen. Botan. Notiser:53-60.

Lovern, J.A. 1936. Fat metabolism in fishes. IX. The fats of some aquatic plants. Biochem. Jour., 30:387-390.

Lundqvist, G. 1924a. Sedimentationstyper i insjöarna. En orientering. Geologiska Föreningens Förhandlingar, 46:56-75.

Lundqvist, G. 1924b. Limnisk diatoméockra och dess bildningsbetingelser. Sveriges Geologiska Undersökning Årsbok, 17(1923)(1)C, (320):1-17.

Lundqvist, G. 1924c. Referat und Kritik von N. Stalberg: Några undersökninger av Vättergyttjans beskaffenhet. En preliminär översikt. Geologiska Föreningens Förhandlingar, 46:192-194.

Lundqvist, G. 1927. Bodenablagerungen und Entwicklungstypen der Seen. In: Die Binnengewässer. Bd. 2. Stuttgart. 124 pp.

Lundqvist, G. 1936. Sjösediment från mellersta Norrland. Indalsälvens, Ångermanälvens och Umoälvens vattenområden. Sveriges Geologiska Undersöckning, C(405):1-152.

Lundqvist, G. 1939. Sjösediment från omradet Åbisko-Kebnekaise. Sveriges Geologiska Undersökning, C, 33(3):1-127.

Lundqvist, G. 1940. Sjösediment från Gotland. Sveriges Geologiska Undersökning, C, 34(4):1-143,

Lundqvist, G. et H. Thomasson. 1924. Sjön lekvattnet i Värmland. En limnologisk orientering. Sveriges Geologiska Un-

dersökning, Årsbok, 17(1923)(4), C, 323:1-40.

McKelvey, V.E. 1940. Beach sediments of Trout Lake, Wisconsin. Jour. Sed. Petrol., 10:65-77.

Madhok, M.R. 1937. Cellulose decomposition in synthetic and natural soil. Soil Science, 44:385-396.

Matsue, Y. 1949. Phosphate storing by a marine plankton diatom. Jour. Fish. Inst., 2:29.

Maxson, J.H. 1940. Gas pits in non-marine sediments. Jour. Sed. Petrol., 10:142-145.

Menard, H.W. 1950. Transportation of sediment by bubbles. Jour. Sed. Petrol., 20(2):98-106.

Minder, L. 1923. Über biogene Entkalkung im Zürichsee. Verhandl. Internat. Verein. f. theor. u. angew. Limnol., 1:20-33.

Minder, L. 1943a. Der Zürichsee im Lichte der Seetypenlehre. Neujahrsblatt d. Naturforsch. Gesell. Zürich, 145:3-83.

Minder, L. 1943b. Neuere Untersuchungen über den Sauerstoffgehalt und die Eutrophie des Zürichsees. Archiv f. Hydrobiol., 40(1):279-304.

Misra, R.D. 1938. Edaphic factors in the distribution of aquatic plants in the English lakes. Jour. Ecol., 26:411-451.

Mohamed, A.F. 1949. The distribution of organic matter in sediments from the northern Red Sea. Amer. Jour. Sci., 247:116-127.

Molisch, H. 1910. Die Eisenbakterien. Jena.

Moore, H.B. 1930. The muds of the Clyde Sea area. I. Phosphate and nitrogen contents. Jour. Marine Biol. Ass. U.K., 16:595-607.

Moore, H.B. 1931. The muds of the Clyde Sea area. III. Chemical and physical conditions; rate and nature of sedimentation; and fauna. Jour. Marine Biol. Ass. U.K., 17:325.

Mortimer, C.H. 1937. On changes taking place in the mud of lakes. Fifth Rept. Freshwater Biol. Ass. British Empire, 12.

Mortimer, C.H. 1939. The nitrogen balance of large quantities of water. Off. Circ. Brit. Waterw. Ass., 21:154-162.

Mortimer, C.H. 1941. The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes. Jour. Ecol., 29:280-329.

Mortimer, C.H. 1942. The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes. Jour. Ecol., 30:147-201.

Mortimer, C.H. 1949. Seasonal changes in chemical conditions near the mud surface in two lakes of the English Lake District. Verhandl. Internat. Verein. f. theor. u. angew. Limnol., 10:353-356.

Mossbach, R. 1952. Wässerige H_2S-Lösungen und das Verschwinden kalkiger tierischer Hartteile aus werdenden Sedimenten. Senckenbergiana, 33(1-3):13-22.

Mulley, G. 1914. Analysen des Schlammes der Lunzer Seen. Internat. Revue d. ges. Hydrobiol. u. Hydrogr. (Hydrogr. Supp.), 5:12-16.

Naumann, E. 1917a. Om profillodning i gyttje- och dyavlagringar. Sveriges Geologiska Undersökning Årsbok (1916), C (279):1-31.

Naumann, E. 1917b. Undersökningar öfver fytoplankton och under den pelagiska regionen försiggaende gyttje- och dybildningar inom vissa syd- och mellansvenska urbergsvatten. Kunglig Svenska Vetenskapsakademiens Handlingar, 56:(6):1-163. 7 tableaux.

Naumann, E. 1919. Om järnets förekomstsätt i limniska avlagringar med särskild hänsyn till pyritens bildningsförutsättningar och uppträdande däri. Sveriges Geologiska Undersökning Årsbok, C(289), 12(1918)(6):1-45.

Naumann, E. 1921a. Die Bodenablagerungen des Süsswassers. Eine einführende Übersicht. Archiv f. Hydrobiol., 13:97-169.

Naumann, E. 1921b. Einige Grundlinien der regionalen Limnologie. Lunds Universitets Årsskrift, N. F., 11(17).

Naumann, E. 1921c. Einige Grundzüge der regionalen Limnologie Süd- und Mittelschwedens. Verhandl. Internat. Verein. f. theor. u. angew. Limnol., 1.

Naumann, E. 1921d. Untersuchungen über die Eisenorganismen Schwedens. I. Die Erscheinungen der Sideroplastie in den Gewässern des Teichgebietes Aneboda. Kungliga Svenska Vetenskapsakademiens Handlingar, N. F., 62(4):1-68.

Naumann, E. 1921e. Notizen zur Biologie der Süsswasseralgen. Arkiv f. Botanik, 16(1):1-11.

Naumann, E. 1922. Södra och mellersta Sveriges sjö- och myrmalmer. Deras bildningshistoria, utbredning och praktiska betydelse. Sveriges Geologiska Undersökning Arsbok, 13(1919)C(297):1-194.

Naumann, E. 1928a. Siderogone Organismen und die Bildung von Seenerz. Einige Grundlinien der Fragestellung. Ber. d. deut. Bot. Ges., 45:141-147.

Naumann, E. 1928b. Über den Begriff "Eisenorganismus". Ber. d. deut. Bot. Ges., 46:135-140.

Naumann, E. 1929a. Die Eisenspeichernden Bakterien. Zentralbl. f. Bakteriol., Parasitenk. u. Infektionskrankh., 78: 512-515.

Naumann, E. 1929b. Die Bodenablagerungen der Seen. Verhandl. Internat. Verein. f. theor. u. angew. Limnol., 4:32-106.

Naumann, E. 1930a. Einführung in die Bodenkunde der Seen. Die Binnengewässer. IX. Stuttgart. 126 pp.

Naumann, E. 1930b. Die Eisenorganismen. Grundlinien der limnologischen Fragestellung. Internat. Revue d. ges. Hydrobiol. u. Hydrogr., 22.

Naumann, E. 1931. Die Haupttypen der Gewässer in produktionsbiologischer Hinsicht. Verhandl. Internat. Verein. f. theor. u. angew. Limnol., 5:72-74.

Neurath, H. et K. Bailey. 1953. The proteins, chemistry, biological activity and methods. I, A. Academic Press Inc., New York. 548 pp.

Nipkov, F. 1920. Vorläufige Mitteilungen über Untersuchungen des Schlammabsatzes im Zürichsee. Ztschr. f. Hydrobiol., 1:100-122.

Nipkov, F. 1927. Über das Verhalten der Skelette planktischer Kieselalgen im geschichteten Tiefenschlamm des Zürich- und Baldoggersees. Dissertation. 52 pp. Eidgenössische Hochschule in Zürich.

Novobranzev, P. V. 1937. The development of bacteria in lakes depending on the presence of easily assimilable organic matter. Mikrobiologia, 6:28-36.

Nümann, W. 1941. Der Stickstoffhaushalt eines mässig-eutro-

phen Sees (Schleinsee). Zeitschr. f. Fischerei u. d. Hilfswissenschaften, 39:387-405.

Odén, S. 1914. Über die Natur der Humussäure. Arkiv f. Kemi, Mineralogi och Geologi, 5(15):1-13.

Odén, S. 1919. Die Huminsäuren. Kolloidchemische Beihefte, 11 (3-9):75-260.

Ohle, W. 1933. Chemisch-stratographische Untersuchungen der Sedimentmetamorphose eines Waldsees. Biochem. Ztschr., 258:420-428.

Ohle, W. Chemische und physikalische Untersuchungen norddeutscher Seen. Arch f. Hydrobiol., 26:386-464;584-658.

Ohle, W. 1938. Die Bedeutung der Austauschvorgänge zwischen Schlamm und Wasser für den Kreislauf der Gewässer. Vom Wasser, 13:87-97.

Ohle, W. 1953a. Der Vorgang rasanter Seenalterung in Holstein. Die Naturwissenschaften, 40(5):153-162.

Ohle, W. 1953b. Phosphor als Initialfaktor der Gewässereutrophierung. Vom Wasser, 20:11-23.

Omeliansky, W. 1905. Die Zellulosegärung. In: Lafar, Handbuch der technologischen Mykologie, 3.

Passarge, S. 1904. Die Kalkschlammablagerungen in den Seen von Lychon, Uckermark. Jahrb. d. königl. preuss. Geol. Landesanstalt u. Bergakademie. Berlin, 22:79-152.

Pearsall, W. H. et C. H. Mortimer. 1939. Oxidation-reduction potentials in waterlogged soils, natural waters and muds. Jour. Ecol., 27(2):483-501.

Pennington, Winifred. 1943. Lake sediments: the bottom deposits of the North Basin of Windermere, with special reference to the diatom succession. New Phytol., 42 (1):1-27.

Perfiliev, B. W. 1923. A contribution to the question on biological types of basins. Russ. Hydrobiol. Ztschr., 2(5-7): 125-128.

Perfiliev, B. W. 1927. Zur Methodik der Erforschung von Schlammablagerungen. Arb. d. hydrobiol. Station Borodin, 5:135-166.

Perfiliev, B.W. 1929. Zur Mikrobiologie der Bodenablagerungen. Verhandl. d. Internat. Verein. f. theor. u. angew. Limnol., 4:107-144.

Potonié, H. von. 1908. Die rezenten Kaustobiolithe und ihre Lagerstätten. I. Die Sapropelite. Abh. d. k. preuss. geol. Landesanstalt, N. F., 55(15):1-251.

Potonié, H. von. 1911. Die rezenten Kaustobiolithe und ihre Lagerstätten. II. Die Humus-Bildungen (1. Teil). Abhandl. d. königl. preuss. geol. Landesanstalt, N. F., 55 (2):1-326.

Potonié, H. von. 1912. Die rezenten Kaustobiolithe und ihre Lagerstätten. III. Die Humusbildungen (2. Teil) und die Liptobiolithe. Abhandl. d. königl. preuss. geol. Landesanstalt, N. F., 55(3):1-322.

Potonié, H. von. 1915. Ergänzende Tafeln zur Abhandlung Potonié's über die rezenten Kaustobiolithe und ihre Lagerstätten. Abhandl. d. königl. preuss. geol. Landesanstalt, N. F., 55(3a):1-81.

Potonié, H. von et W. Benade. 1936. Zur Geologie des Heilschlammes von Schollene. Med. Welt, 10:343-346.

Putnam, D.F. et L.J. Chapman. 1938. The climate of southern Ontario. Scientific Agriculture, 18(8):401-446.

Rawson, D.S. 1939. Some physical and chemical factors in the metabolism of lakes. Problems of lake biology. Amer. Ass. Adv. Sci. Publ., 10:9-26.

Redfield, A.C. 1934. On the proportion of organic derivatives in sea water and their relation to the composition of plankton. James Johnstone Memorial Volume. University of Liverpool:176-192.

Renn, C.E. 1937. Bacteria and the phosphorus cycle in the sea. Biol. Bull., 72:190-195.

Renn, C.E. 1940. Effects of marine mud upon the aerobic decomposition of plankton materials. Biol. Bull., 78(3):454-462.

Rinke, H. 1938. Chemische Zusammensetzung einiger Bodentiere der Nord- und Ost-see. Helgol. Wiss. Meeresunters., 1(2):112-140.

Rippel, A. 1939. Mikrobiologie des Bodens. Ergänzungsband I. Springer, Berlin:440-591.

Rossolino, L. L. et S. Kusnetzova. 1934. Bodengasausscheidungen als Faktor des Sauerstoffhaushaltes der Seen. Arb. d. limnol. Sta. zu Kossino, 17:87-118.

Ruttner, F. 1953. Fundamentals of limnology. 2nd. edt., Toronto. 199 pp.

Rylov, V. M. 1923. Beobachtungen über die vertikale Verteilung des ausgelösten Sauerstoffs und Schwefelwasserstoffs im Kristatella-Teich (Gouv. Petersburg) und einige Mitteilungen über dessen Plankton. Russische Hydrobiol. Ztschr., 2(1-2):1-14.

Rylov, V. M. 1924. Einige Beobachtungen über den Einfluss der Schwefelwasserstoffgärung in den Schlammsedimenten kleiner Gewässer auf die Produktion und die vertikale Verteilung des Zooplanktons. Verhandl. d. Internat. Verein. f. theor. u. angew. Limnol., 2:289-304.

Schäfer, W. 1952. Biogene Sedimentation in Gefolge von Bioturbation. Senckenbergiana, 33(1-3):1-12.

Schostakowitsch, W. B. 1935. Schlammablagerungen des Saky-Sees als Tagebuch des Klimas. Sammlung von "Saky-Kurort", 1:255-272.

Schott, C. 1936. Landnahme und Kolonisation in Canada am Beispiel Südontarios. Schriften d. Geogr. Inst. d. Univ. Kiel. 330 pp. 8 tableaux.

Schudel, B. 1900. Chemische Untersuchung zweier Schlammabsätze aus dem Vierwaldstättersee. Vierteljahrsschrift d. naturforschenden Gesellschaft in Zürich, 45:172-180.

Schuette, H. A. et H. Alder. 1927. Notes on the chemical composition of some of the larger aquatic plants of lake Mendota. II. Vallisneria and Potamogeton. Trans. Wisconsin Acad. Sci., Arts and Lett., 23:249-254.

Schuette, H. A. et H. Alder. 1929a. Notes on the chemical composition of some of the larger aquatic plants of lake Mendota. III. Castalia odorata and Najas flexilis. Trans. Wisconsin Acad. Sci., Arts and lett., 24:135-139.

Schuette, H. A. et H. Alder. 1929b. A note on the chemical composition of Chara from Green lake. Trans. Wisconsin Acad. Sci., Arts and lett., 24:141-145.

Schuette, H. A. et Alice E. Hoffman. 1921. Notes on the chemi-

cal composition of some of the larger aquatic plants of lake Mendota. I. Cladophora and Myriophyllum. Trans. Wisconsin Acad. Sci., Arts and lett., 20:529-531.

Schwartz, A. 1932. Der tierische Einfluss auf die Meeressedimente (besonders auf die Beziehungen zwischen Frachtung, Ablagerung und Zusammensetzung von Wattensedimenten. Senckenbergiana, 14:118-172.

Seiwell, H.R. et G.E. Seiwell. 1938. The sinking of decomposing plankton in sea water and its relationship to oxygen consumption and phosphorus liberation. Amer. Phil. Soc. Proc., 78:465-481.

Sernander, R. 1918. Förna och afja. Förhandlingar Geologiska Föreningens i Stockholm, 14:645-710.

Shibuya, K., H. Saeki et K. Ryu. 1936. The change of oxidation-reduction potentials of water-logged soils. II. Lateritic soils and sandstoneshale soils. Jour. Agr. Chem. Soc. Japan. 12:1141-1151.

Siebert, G. et W. Schwartz. 1956. Untersuchungen über das Vorkommen von Mikroorganismen in entstehenden Sedimenten. Arch. f. Hydrobiol., 52(3):321-366.

Skopintzev, B.A. 1938. Regarding rates of regeneration of biogenic elements (N and P) during bacterial decomposition of planktonic organisms. Mikrobiologiia, 7:755-765.

Slack, H.D. 1954. The bottom deposits of Loch Lomond. Proc. Royal Soc. Edinburgh, B, 65(2, nr. 15):213-238.

Smith, P.V., Jr. 1952a. Preliminary note on origin of petroleum. Bull. Amer. Ass. Petrol. Geol., 36:411-413.

Smith, P.V., Jr. 1952b. The occurrence of hydrocarbons in recent sediments from the Gulf of Mexico. Science, 116:437-439.

Smith, P.V., Jr. 1954. Studies on origin of petroleum: Occurrence of hydrocarbons in recent sediments. Bull. Amer. Ass. Petrol. Geol., 38:377-404.

Solimorskaja-Rodins, A.C. 1940. The mobilization of phosphates in water reservoirs. Mikrobiologiia, 9:471-479.

Speranskaja, T.A. 1935. Angaben über die Untersuchung des organischen Stoffes der Schlammablagerungen der Seen. Arb. Limn. Sta. zu Kossino, 20:67-80.

Stadler, Janice et C.E. Zobell. 1939. Evidence for the aerobic decomposition of lignin by lake bacteria. Jour. Bact., 38: 115.

Stalberg, N. 1923. Några undersökningar över Vätter gyttjans beskaffenhet. En preliminär översikt. Södra Sveriges Fiskeriförening. Lund. Skrifter, 3/4:88-95.

Stangenberg, M. 1938. Die chemische Zusammensetzung der Tiefensedimente in den Seen des Suwalki-Gebietes. Geol. d. Meere u. Binnengewässer, 2(3):391-418.

Stangenberg, M. 1942. Die Produktionsbedingungen in den Teichen. II. Chemische Zusammensetzung der Böden unter den Teichen. Geol. d. Meere und Binnengewässer, 6(1):64.

Stangenberg, M. 1949. Nitrogen and carbon in the bottom deposits of lakes and in the soils under carp-ponds. Verhandl. Internat. Verein. f. theor. u. angew. Limnologue, 10:422-437.

Steiner, J.F. et V.W. Meloche. 1935. A study of the ligneous materials in lacustrine materials. Trans. Wisconsin Acad. Sci., Arts and Lett., 29:389-402.

Steiner, M. 1931. Beiträge zur Kenntnis des Zellulose- und Chitinabbaues durch Mikroorganismen in stehenden Binnengewässern. "75 Jahre Stelle Matutina", Festschrift, 2:367-402.

Stephenson, W. 1949. Certain effects of agitation upon the release of phosphate from mud. Jour. Marine Biol. Ass., 28:371-380.

Stoklasa, J. 1911. Biochemischer Kreislauf des Phosphat-Ions im Boden. Centralbl. f. Bakt, Parasitenkunde und Infektionskrankh., II. Abt., 29(15-19):385-519.

Struve, K. et W. Kairies. 1930. Die chemische Zusammensetzung einiger als Fischnahrung wichtiger wirbelloser Bodentiere der Nordsee. Wiss. Meeresunters. Abt. Helgoland, 17(2)(6):1-22.

Sudgen, W. 1950. The influence of water films adsorbed by mineral grains upon the compaction of natural sediments and notes on allied phenomena. Geol. Mag., 87(1):26-40.

Sverdrup, H.U., M.W. Johnson et R.H. Fleming. 1946. The oceans, their physics, chemistry and general biology. Prentice Hall, New York. 1087 pp.

Tausson, W.O. 1928. Über die Oxydation der Wachse durch Mikroorganismen. Biochem. Ztschr., 193:85.

Taylor, C.B. 1949. The effect of phosphorus on the decomposition of organic matter in fresh water. Proc. Soc. Appl. Bact., 2:96-99.

Thiel, G.A. 1928. A summary of the activities of bacterial agencies in sedimentation. Nat. Res. Council Circ., 85:61-77.

Thiel, G.A. 1930. Recent studies on the influence of biochemical agencies in sedimentation. Nat. Res. Council Bull., 98:57-64.

Thiel, G.A. 1932. Recent studies with reference to the rôle of microorganisms in sediments. Nat. Res. Council Bull., 89:133-142.

Thienemann, A. 1926. Der Nahrungskreislauf im Wasser. Verhandl. d. deut. zool. Gesellschaft, 31:29-79.

Thienemann, A. 1932. Schwankungen des Grundwasserstandes in Norddeutschland während der letzten Jahrzehnte, ihre Ursachen und ihre limnologische, geologische und wirtschaftliche Bedeutung. Arch. f. Hydrobiol., 24: 345-428.

Thomas, E.A. 1949. Regionallimnologische Studien an 25 Seen der Nordschweiz. Verhandl. Internat. Verein. f. theor. u. angew. Limnol., 10:489-495.

Thomas, E.A. 1951. Produktionsforschungen auf Grund der Sedimente im Pfäffikersee und Zürichsee. Verhandl. Internat. Verein. f. theor. u. angew. Limnol., 11:409-421.

Thomas, E.A. 1953. Zur Bekämpfung der See-Eutrophierung; empirische und experimentelle Untersuchungen zur Kenntnis der Minimumstoffe in 46 Seen der Schweiz und angrenzender Gebiete. Schweiz. Verein. Gas- u. Wasserfachmännern. Monatsbull., 3(2):1-15.

Tracey, M.V. 1955. Chitin. In: K. Peach and M.V. Tracey, Modern methods of plant analysis. II. Springer Verlag:264-274.

Trask, P.D. 1932. Origin and environment of source sediments of petroleum. Gulf Publ. Co., Houston, Texas.

Trask, P.D. (editeur) 1955. Recent marine sediments. Amer. Ass. Petrol. Geol. Reprinted by the Soc. Econ. Paleontol.

Mineral. Special Publ. nr. 4. Tulsa, Okla. 376 pp.

Twenhofel, W.H. 1932. Treatise on sedimentation. 2nd edit. Williams and Wilkins Co., Baltimore. 926 pp.

Twenhofel, W.H. 1933. The physical and chemical characteristics of the sediments of lake Mendota, a fresh water lake of Wisconsin. Jour. sedim. Petrol., 3(2):68-76.

Twenhofel, W.H. 1937. The bottom sediments of lake Monona, a freshwater lake of southern Wisconsin. Jour. Sedim. Petrol., 3:67-77.

Twenhofel, W.H. 1939. Principles of sedimentation. McGraw-Hill Book Co. 610 pp.

Twenhofel, W.H. 1942. The rate of deposition of sediments: a major factor connected with alteration of sediments after deposition. Jour. Sedim. Petrol., 12:99-110.

Twenhofel, W.H. et W.A. Broughton. 1939. The sediments of Crystal lake, an oligotrophic lake in Vilas County, Wisconsin. Amer. Jour. Sci., 237:231-252.

Twenhofel, W.H. et V.E. McKelvey. 1941. The sediments of fresh water lakes. Bull. Amer. Ass. Petrol. Geol., 25: 826-849.

Twenhofel, W.H., V.E. McKelvey, S.A. Carter et H. Nelson. 1944. The sediments of four Woodland lakes, Vilas County, Wisconsin. Amer. Jour. Sci., 242(1):19-44;242 (2):85-104.

Vallentyne, J.R. 1955. A laboratory study of the formation of sediment bands. Amer. Jour. Sci., 253:540-552.

Von Brand, T. 1927. Stoffbestand und Ernährung einiger Polychaeten und anderer mariner Würmer. Ztschr. f. vergl. Physiol., 5.

Von Brand, T., N.W. Rakestraw et C.E. Renn. 1937. The experimental decomposition and regeneration of nitrogenous organic matter in sea water. Biol. Bull., 72 (2):165-175.

Von Brand, T., N.W. Rakestraw et C.E. Renn. 1939. Further experiments on the decomposition and regeneration of nitrogenous organic matter in sea water. Biol. Bull., 77(2):285-296.

Von Brandt, A., G. Klust et H. Mann. 1956. Der Zelluloseabbau

in Fischteichen. Archiv f. Fischereiwissenschaft 7(1): 31-40.

Waksman, S.A. 1929. Chemical nature of soil organic matter, methods of analysis, and the rôle of microorganisms in its formation and decomposition. Int. Soc. Soil Sci., 2ème Comm. Internat. p. l'étude de la chimie du sol (Budapest), A:172-197.

Waksman, S.A. 1930. Die chemische Zusammensetzung von Torfbildern und Torfarten und ihre Untersuchungsmethoden. Brennstoff-Chemie, 11(14):277-281.

Waksman, S.A. 1930. Chemical composition of peat and the rôle of microorganisms in its formation. Amer. Jour. Sci., 19:32-54.

Waksman, S.A. 1931. Chemische und mikrobiologische Vorgänge bei der Zersetzung pflanzlicher Rückstände im Boden. Ztschr. Pflanzenernährung, Düngung und Bodenkunde, A, 19:1-31.

Waksman, S.A. 1933. On the distribution of organic matter in the sea bottom and the chemical nature and origin of marine humus. Soil Sci., 36:125-147.

Waksman, S.A. 1938. On the distribution of organic matter in the sea bottom and the chemical nature and origin of marine humus. Soil Sci., 36:125-146.

Waksman, S.A. et Cornelia L. Carey. 1935a. Decomposition of organic matter in sea water by bacteria. I. Bacterial multiplication in stored sea water. Jour Bacteriol., 29(5):531-543.

Waksman, S.A. et Cornelia L. Carey. 1935b. Decomposition of organic matter in sea water by bacteria. II. Influence of addition of organic substances upon bacterial activities. Jour. Bacteriol., 29(5):545-561.

Waksman, S.A., Cornelia L. Carey et H.W. Reuszer. 1933. Marine bacteria and their rôle in the cycle of life in the sea. I. Decomposition of marine plant and animal residues by bacteria. Biol. Bull., 65:57-79.

Waksman, S.A. et Margaret Hotchkiss. 1938. On the oxidation of organic matter in marine sediment by bacteria. Jour. Marine Res., 1(2):101-118.

Waksman, S.A., Margaret Hotchkiss et Cornelia L. Carey. 1933. Marine bacteria and their rôle in the cycle of life in

the sea. II. Bacteria concerned in the cycle of nitrogen in the sea. Biol. Bull., 65:137-167.

Waksman, S.A., Margaret Hotchkiss, Cornelia L. Carey et Y. Hardmann. 1938. Decomposition of nitrogenous substances in sea water by bacteria. Jour. Bacteriol., 35: 477-486.

Waksman, S.A. et K.R.N. Iyer. 1932a. Contribution to our knowledge of the chemical nature and origin of humus. I. On the synthesis of the "humus nucleus". Soil Sci., 34: 43-69.

Waksman, S.A. et K.R.N. Iyer. 1932b. Contribution to our knowledge of the chemical nature and origin of humus. II. The influence of "synthetized" humus compounds and of "natural humus" upon soil microbiological processes. Soil Sci., 34:71-79.

Waksman, S.A. et K.R.N. Iyer. 1933a. Contribution to our knowledge of the chemical nature and origin of humus. III. The base-exchange capacity of "synthetized humus" lignoprotein and of "natural humus" complexes. Soil Sci., 36:57-67.

Waksman, S.A. et K.R.N. Iyer. 1933b. Contributions to our knowledge of the chemical structure and origin of humus. IV. Fixation of proteins by lignin and formation of complexes resistant to microbiological decomposition. Soil Sci., 36:69-82;

Waksman, S.A. et C.E. Renn. 1936. Decomposition of organic matter in sea water by bacteria. III. Factors influencing the rate of decomposition. Biol. Bull., 70:472-483.

Waksman, S.A. et H.W. Smith. 1935. Die Umwandlung der Methoxylgruppen des Lignins bei der Zersetzung von organischen Rückständen durch Mikroorganismen. Jour. Amer. Chem. Soc., 56:1225.

Waksman, S.A. et K.R. Stevens. 1929. Contribution to the chemical composition of peat. V. The rôle of microorganisms in peat formation and decomposition. Soil Sci., 28:315-340.

Waksman, S.A. et U. Vartiovaara. 1938. The adsorption of bacteria by marine bottom. Biol. Bull., 74:56-63.

Wasmund, E. 1930a. Bitumen, sapropel und gyttja. Geol. Fören. Förhandlingar (Stockholm), 52:315-350.

Wasmund, E. 1930b. Lakustrische Unterwasserböden. Blanck's Handbuch der Bodenlehre, 5:97-189.

Wasmund, E. 1938. Zur Nomenklatur der subaquatischen Sedimente. Geol. d. Meere u. Binnengewässer, 2:444-448.

Watanabe, A., Nishigaki, S. et C. Konishi. 1951. Effect of nitrogen-fixing blue-green algae on the growth of rice plants. Nature, 168:748-749.

Wehmer, C. 1925. Versuche über Umwandlung von Lignin, Cellulose und Holzsubstanz in Huminstoffen durch Pilze. Brennstoff-Chemie, 6(7):101-106.

Wehmer, C. et M. Hadders. 1933. Systematische Verbreitung und Vorkommen der Enzyme. In: G. Klein, Handbuch der Pflanzenanalyse, 4(2). Springer. Berlin.

Weltner, W. 1905. Über den Tiefenschlamm, das Seeerz und Uber Kalksteinaushöhlungen im Madüsee. Arch. f. Naturgeschichte, 71(1):277-296.

Whittaker, E. J. 1918. The relationships of the fossil marl fauna of MacKay lake, Ottawa, to the present molluscan fauna of the lake. Ottawa Naturalist, 32(1):14-19.

Whittaker, E. J. 1922. Bottom deposits of MacKay lake, Ottawa. Trans. Royal Soc. Canada, 19(16)4:141-156.

Wiesner, E. R. 1934. Untersuchungen über den Einfluss der winterlichen Trockenlegung der Teiche auf die chemische Beschaffenheit des Teichschlammes. Arch. f. Hydrobiol., 27:251-256.

Williams, F. T. et Elizabeth McCoy. 1934. The rôle of microorganisms in the precipitation of calsium carbonate in the deposits of fresh water lakes. Jour. Sedim. Petrol., 4:113-126.

Williams, F. T. et Elizabeth McCoy. 1935. The microflora of the mud deposits of lake Mendota. Jour. Sedim. Petrol., 5:31-36.

Wilson, I. T. 1936. A study of sedimentation of Winona lake. Proc. Indiana Acad. Sci., 45(1935):295-304.

Wilson, I. T. 1938. The accumulated sediment in Tippecanoe laand a comparison with Winona lake. Proc. Indiana Acad. Sci., 47(1937):234-253.

Winogradsky, S. 1928. Recherches sur la dégradation de la cel-

lulose dans le sol. Bull. Inst. Pasteur, 26:489-490.

Winogradsky, S. 1929. Etudes sur la microbiologie du sol (4e mémoire). Sur la dégradation de la cellulose dans le sol. Ann. Inst. Pasteur, 43:549-633.

Winogradsky, S. 1932. Sur la décomposition aérobe de la cellulose par les bactéries. Traveaux récents. Bull. Inst. Pasteur, 30:369-379.

Wislouch, S, M. 1922. Bemerkungen über Bakterien-Sapropel. Russ. Hydrobiol. Ztschr., 1(9-10):269-274.

Wislouch, S. M. 1924. Beiträge zur Biologie und Entstehung vom Heilschlamm der Salinen der Krim. Acta Societatis Botanicorum Poloniae, 11:99-128.

Zobell, C. E. 1939. Occurrence and activity of bacteria in marine sediments. Contr. Scripps Inst. Oceanogr., N. S., 72. In: Trask, Recent marine sediments:416-427; Amer. Ass. Petrol. Geol., Thomas Murby &Co., London.

Zobell, C. E. 1940. The effect of oxygen tension on the rate of oxidation of organic matter in sea water by bacteria. Sears Found. Jour. Marine Res., 3(3):211-223;

Zobell, C. E. 1942. Changes produced by microorganisms in sediments after deposition. Jour. Sedim. Petrol., 12:127-136.

Zobell, C. E. 1946a. Marine microbiology. Waltham, Mass., Chronica Botanice Co.

Zobell, C. E. 1946b. Studies on the redox potential of marine sediments. Bull. Amer. Ass. Petrol. Geol., 30:477-513.

Zobell, C. E. 1946c. The rôle of microorganisms in petroleum formation. In: Report of progress in fundamental research on occurrence and recovery of petroleum, 1944-1945. Amer. Petrol. Inst., :63-67.

Zobell, C. E. 1946d. Function of bacteria in the formation and accumulation of petroleum. In: Report on progress in fundamental research on occurrence and recovery of petroleum, 1944-1945. Amer. Petrol. Inst.:73-78.

Zobell, C. E. 1946e. The rôle of bacteria in the formation and transformation of petroleum hydrocarbons. In: Report on progress in fundamental research on occurrence and recovery of petroleum, 1944-1945. Amer. Petrol. Inst.:69-72.

Zobell, C.E. 1952. The rôle of microorganisms in petroleum formation. In: Amer. Petrol. Inst., Research Project 43A.

Zobell, C.E. et S.C. Rittenberg. 1938. The occurrence and the characteristics of chitinoclastic bacteria in the sea. Jour. Bacteriol., 35:275-287.

Zobell, C.E., F.D. Sisler et C.H. Oppenheimer. 1953. Evidence of biochemical heating in lake mud. Jour. Sedim. Petrol., 23(1):13-17.

Zobell, C.E. et Janice Stadler. 1940. The oxidation of lignin by lake bacteria. Archiv f. Hydrobiol., 37:163-171.

Zunker, F. 1930. Das Verhalten des Bodens zum Wasser. Handbuch der Bodenlehre, 6:66-202. Berlin;

DEUXIÈME THÈSE

PROPOSITIONS DONNÉES PAR LA FACULTÉ

„L'OUÏE CHEZ LES POISSONS"

VU ET APPROUVÉ:

PARIS, LE 11 AVRIL 1957

LE DOYEN DE LA FACULTÉ DES SCIENCES

J. PERES

VU

ET PERMIS D'IMPRIMER:

LE RECTEUR DE L'ACADÉMIE
DE PARIS,

JEAN SARRAILH